

کاربرد بوم‌شناسی سیمای سرزمین در مدیریت زیستگاه‌ها

## فهرست مطالب:

پیشگفتار	۴
مقدمه	۵

## فصل اول: بوم شناسی سیمای سرزمین

۱-۲- تعریف بوم شناسی سیمای سرزمین	۷
۲-۲- عناصر سیمای سرزمین	۹

## فصل دوم: تکه تکه شدن زیستگاه

۱-۲- تاثیر تکه تکه شدن زیستگاه بر تنوع زیستی	۱۲
۲-۲- ویژگی گونه های آسیب پذیر نسبت به تکه تکه شدن زیستگاه	۱۶

## فصل سوم: پیوستگی سیمای سرزمین

۱-۳- تعریف پیوستگی سیمای سرزمین	
۲-۳- نقش پیوستگی در حفظ انعطاف پذیری و تضمین خدمات اکوسیستم	
۳-۳- انواع پیوستگی	
۴-۳- ارزیابی پیوستگی سیمای سرزمین	

## فصل چهارم: گذرگاه

۱-۴- تعریف گذرگاه	
۲-۴- سود و زیان بالقوه استفاده از گذرگاه ها به عنوان ابزار حفاظتی به منظور ایجاد پیوستگی زیستگاهی	

## فصل پنجم: نمونه ای از تاثیر پیوستگی عناصر سیمای سرزمین بر بقای گونه ای

نقش قابلیت جابجایی بر بقا در سیمای سرزمین تکه تکه شده	
۱-۵- جابجایی	
۲-۵- انواع جابجایی	
نقش تراوایی ماتریس بر حفظ پیوستگی سیمای سرزمین	
اثر حاشیه	

## فصل ششم: بررسی تنوری های تاثیر گذار بر بوم شناسی سیمای سرزمین

۱-۶- تنوری جزیره بیوجغرافیایی	
-------------------------------	--

۶-۱-۲. بعضی از محدودیت‌های نظریه جزیره بیوجرافیایی

۶-۲. نظریه فراجمعیت:

۶-۳. محدودیت‌های تنوری جزیره بیوجرافیایی و فرا جمعیت

۶-۴. تفاوت‌های نظریه جزیره بیوجرافیایی و فراجمعیت

۶-۵. مقایسه دستاوردهای فراجمعیت و سیمای سرزمین برای مطالعه پویایی جمعیت

— شناسایی اقدامات مربوط به ایجاد پیوستگی برای گونه‌ها و زیستگاه‌های در خطر تکه تکه

شدگی

— نتیجه‌گیری

— پیشنهادات

— منابع

## مقدمه:

از دست دادن زیستگاه و تغییر آن باعث شکسته شدن زیستگاه های پیوسته به یک سری از لکه های تکه تکه شده کوچکتر می شود. این امر باعث افزایش جدا افتادگی بین لکه های زیستگاهی باقیمانده می شود (Ket t unen et al., ۲۰۰۷).

اطمینان حاصل کردن از وجود گونه ها در اکوسیستم های طبیعی ویژه خود از طریق فراهم کردن امکان جابجایی و پراکندگی گونه ها در سیمای سرزمین باعث افزایش انعطاف پذیری اکوسیستم و در نتیجه کاهش اثرات منفی تکه تکه شدن زیستگاه و تغییرات اقلیم می شود. پس اقدامات حفاظتی مربوط به پیوستگی می تواند عملکرد های اکوسیستمی را تضمین و خدمات اکوسیستمی و سود اجتماعی - اقتصادی را فراهم نماید (Ket t unen et al., ۲۰۰۷).

پیوستگی سیمای سرزمین به میزان ایجاد سهولت یا محدودیت سیمای سرزمین برای جابجایی در میان لکه های مختلف اطلاق می شود (Ti schendorf & Fahri g, ۲۰۰۰). پیوستگی عملکردی از نظر فراهم کردن اتصالات اکولوژیکی با ارزشترین نوع اتصال است (Ket t unen et al., ۲۰۰۷). گذرگاه ها عناصر فیزیکی هستند که با هدف حفظ اتصالات اکولوژیک حیاتی بین مناطق هسته ایجاد می شوند.

این مطالعه به بیان نقش انواع پیوستگی ساختاری و عملکردی در یک سیمای سرزمین تکه تکه شده، رویکردهای مختلف برای مطالعه پویایی جمعیت (نظریه فراجمعیت و جزیره بیوجرافی)، تاثیرات با لقوه مثبت و منفی استفاده از گذرگاه های زیستگاهی و اهمیت حفظ کیفیت زیستگاه لکه و ماتریس پیرامون برای جابجایی گونه ها می پردازد. توجه به مدیریت لکه های غیر زیستگاهی یا مدیریت ماتریس به صورتی که باعث افزایش سرعت دسترسی گونه های کلیدی به لکه های باقیمانده منابع شود، باید

مبذول گردد (Taylor *et al.*, ۲۰۰۶).

تکه تکه شدن زیستگاه جدی ترین تهدید برای تنوع زیستی و علت اصلی بحران انقراض در

حال حاضر است (Wlcox & Murphy, ۱۹۸۵). به وجود آوردن نوع و مقدار پیوستگی

مناسب بین لکه های باقیمانده زیستگاهی و امکان جابجایی و انتشار موثر بین آن ها تاثیر بسزایی در

حفظ جمعیت و پویایی فرا جمعیت ها دارد. یکی از رویکردهای مطالعه پویایی جمعیت ها در

سیمای سرزمین ناهمگن و تکه تکه شده رویکرد سیمای سرزمین است (Dunning *et al.*, 1992).

## فصل اول: بوم شناسی سیمای سرزمین

### ۱-۱- تعریف بوم شناسی سیمای سرزمین:

بوم شناسی سیمای سرزمین<sup>۱</sup> به نظر می‌رسد که یک منظر جدیدی برای مشکلاتی که از قدیم وجود داشته اند، از طریق کمک به مدیران برای وسعت بخشیدن مقیاسی را که در آن به دنبال راه حل می‌گشتند، گشوده است. ابزار و علم مورد نیاز برای وسعت بخشیدن منظر تدریجاً توسعه یافت. با استفاده از فنون دورکاوی<sup>۲</sup> و سامانه اطلاعات جغرافیایی<sup>۳</sup> آنالیز داده‌های مکانی و دسترسی به آن تسهیل شد (Boutin & Hebert, 2002). در همان حال، اکولوژی مکانی به مفاهیم فراجمعیت، تأثیر حاشیه و پویایی لکه صورت دیگری بخشید (Forman & Gordon, 1986).

تمرکز اصلی بوم شناسی سیمای سرزمین مطالعه بقای گونه‌ها در لکه‌های خاصی در سیمای سرزمین بوده است.

سیمای سرزمین: مساحتی از سرزمین ناهمگن<sup>۴</sup> که دارای اکوسیستم‌هایی است که با هم برهم‌کنش دارند و در طول سرزمین به فرم مشابهی تکرار می‌شوند (Forman & Gordon, 1986).

سیمای سرزمین می‌تواند به عنوان موزائیک‌هایی از تیپ زیستگاهی مختلف نگریسته شود. این تیپ‌ها اغلب در ارتباط با ویژگی‌های اجتماعات پوشش گیاهی که ممکن است (Munica & Dale, 1989) مراحل مختلف از چرخه توالی را نمایش دهد، تعیین می‌شوند. بوم شناسی سیمای

---

<sup>۱</sup> Landscape Ecology

<sup>۲</sup> Remote Sensing

<sup>۳</sup> Geographic Information System

<sup>۴</sup> Heterogen

سرزمین مطالعه ساختار مکانی و پویایی زمانی این موزائیک‌هاست (Haydon & Pianka, 1999).

Gordon و Forman (1986) بیان می‌کنند که بوم‌شناسی سیمای سرزمین بر سه عامل

تمرکز دارد.

۱- ساختار<sup>۵</sup>: الگوی مکانی عناصر سیمای سرزمین و مواد اکولوژیک

۲- عملکرد<sup>۶</sup>: جریان مواد در میان عناصر سیمای سرزمین

۳- تغییر<sup>۷</sup>: تغییرات در ساختار و عملکرد در طول زمان

بعضی به سیمای سرزمین از دید یک مقیاس برای مطالعه و پژوهش نگاه می‌کنند. در این مورد

سؤالاتی که پرسیده می‌شود فرق چندانی با سؤالاتی که همیشه اکولوژیست‌ها پرسیدند، اند، ندارد.

فقط این سؤالات در مقیاس وسیع‌تری پرسیده می‌شود (Wiens, 1997).

انتخاب زیستگاه<sup>۸</sup> توسط زیست‌مندان پاسخی به فرآیندهای اکولوژیکی که در مقیاس‌های مکانی و

زمانی مختلف در حال عمل است، می‌باشد (Formon & Gordon, 1986) پس مطالعات انتخاب

زیستگاه در حالت ایده آل باید بیشتر از یک مقیاس را در نظر بگیرد.

بوم‌شناسی سیمای سرزمین بر مقیاس‌های مکانی وسیع و تأثیرات اکولوژیکی الگوی مکانی در

اکوسیستم تأکید دارد و می‌خواهد راهی برای ملاحظه ناهمگنی محیط و لکه لکه بودن<sup>۹</sup> در عبارات

روشن مکانی، بیابد (Weins, 1997).

سیمای سرزمین می‌تواند یک موزائیک پیوسته از زیستگاه‌های مختلف باشد که یک فضای دو

---

<sup>۵</sup> Structure

<sup>۶</sup> Function

<sup>۷</sup> Change

<sup>۸</sup> Habitat Selection

<sup>۹</sup> Patchiness

بعدی را پر کرده است (Haydon & Pianka, 1999). آرایش مکانی پوشش گیاهی احتمالاً در طول زمان تغییر خواهد کرد و موزائیک پیچیده‌ای از لکه‌های زیستگاهی در فاز انتقالی و گذرا را به وجود می‌آورد که پویایی آن توسط فرآیند توالی هدایت می‌شود (Haydon & Pianka, 1999). توانایی گونه‌های منفرد برای ایستادگی در اینچنین سیمای های سرزمین که در حال تغییر مکانی و زمانی هستند، بستگی به توانایی آن‌ها در ردیابی (مکان‌یابی و بهره‌برداری) زیستگاه‌های مطلوب در هنگام وقوع آن دارد (Thomas, 1994). پس پیوستگی<sup>۱۰</sup> نسبی لکه‌های مشابه و تراوایی نسبت به سکونت گونه‌ها در سیمای سرزمین نقش اصلی را در توزیع گونه و فراوانی در تمام وسعت سیمای سرزمین بازی می‌کند (Andren, 1994).

## ۲-۱- عناصر سیمای سرزمین:

لکه<sup>۱۱</sup>: سیمای سرزمین از اجزای مجزایی به نام لکه تشکیل شده‌است که این لکه‌ها در واقع مناطق نسبتاً همگن‌اند که با محیط پیرامون خود متفاوت‌اند (Forman, 1995). به طور کلی، لکه‌ها دارای مرزهای قابل تشخیص و ویژگی‌های مکانی ویژه‌ای‌اند که می‌توانند به وسیله متغیرهای درونی از نظر ساختاری توصیف شوند مثلاً تراکم، ترکیب گونه‌ای و ارتفاع درختان در یک لکه جنگلی. آرایش و تعداد لکه‌های مختلف باعث ایجاد ناهمگنی در سیمای سرزمین می‌شود. ناهمگنی سیمای سرزمین یا توزیع مکانی و آرایش لکه‌ها در سیمای سرزمین بسیار اهمیت دارد زیرا بر برهم‌کنش بین گونه‌ای و درون گونه‌ای درون و بین لکه‌ها تأثیر می‌گذارد (Wiens, 2002).

---

<sup>۱۰</sup> Connectivity

<sup>۱۱</sup> patch



تعاریف فوق سیمای سرزمین را از دیدگاه فیزیکی بررسی می‌کند. از دیدگاه تنوع زیستی، حفظ گونه‌ها و عملکردهای اکولوژیکی سیمای سرزمین به وسیله نقش لکه‌ها برای گونه‌های مختلف تعیین می‌شود. در این رابطه لکه‌ها به عنوان زیستگاه یا منابع توسط گونه‌ها تلقی می‌شوند. لکه‌ها از نظر نقشی که در اکولوژی گونه‌ها دارند، متفاوت‌اند. بعضی از لکه‌ها برای غذایابی استفاده می‌شوند و برخی برای زادآوری.

ماتریس<sup>۱۲</sup>: وسیع‌ترین و پیوسته‌ترین عنصر در سیمای سرزمین (Forman, 1997) که در میان لکه‌های زیستگاهی قرار دارد (Dennis et al., 2003).

تعریف لکه و زیستگاه زمینه از دیدگاه گونه‌ها تعریف می‌شود و از این رو یک لکه جنگلی برای یک گونه می‌تواند به عنوان زیستگاه زمینه برای گونه دیگر تعریف شود. آرایش مکانی زیستگاه‌ها توسط لکه‌های موجود در میان زمینه در یک سیمای سرزمین، اغلب موزائیک سیمای سرزمین<sup>۱۳</sup> خوانده می‌شود (Hanski & Simberloff, 1997).

بقای گونه‌ها در سیمای سرزمین هم به وجود لکه‌های زیستگاهی و منابع کافی و هم به قابلیت جابجایی در میان لکه‌ها به منظور غذایابی، زادآوری، مهاجرت، انتشار و استقرار (افراد، دانه یا اسپر) بستگی دارد. مساحت و کیفیت لکه‌های موجود باید نیازهای گونه مورد نظر را تأمین کند. علاوه بر آن کیفیت ماتریس و همچنین توزیع لکه‌های منفرد و به طور کلی فاصله بین لکه‌ها نقش کلی در قابلیت جابجایی گونه‌ها در میان لکه‌ها دارد. این نکته قابل توجه است که کیفیت لکه و ماتریس بسته به هر گونه متفاوت است و باید با توجه به نیازهای هر گونه تعریف شود (Dennis et al., 2003).

---

<sup>۱۲</sup> matrix

<sup>۱۳</sup> Landscape Mosaic

گذرگاه<sup>۱۴</sup>: باریکه ای از سرزمین که لکه ها را به هم متصل می کند و به عنوان مجرای برای

انتقال و جابجایی زیست‌مندان از لکه ای به لکه دیگر عمل می کند (Barnes, 2000).

مبحث گذرگاه به تفصیل در بخش های بعد بحث خواهد شد.

---

<sup>۱۴</sup> corridor

## فصل دوم: تکه تکه شدن زیستگاه

### ۱-۲- تأثیر تکه تکه شدن زیستگاه بر تنوع زیستی:

Wilcox و Murphy (1985) تکه تکه شدن زیستگاه<sup>۱۵</sup> را جدی ترین تهدید برای تنوع

زیستی و علت اصلی بحران انقراض در حال حاضر، معرفی می کنند.

مفهوم تکه تکه شدن که در بوم شناسی سیمای سرزمین استفاده می شود دارای دو بخش

است (Haila, 1986).

الف. از دست دادن زیستگاه<sup>۱۶</sup> (کل مقدار زیستگاه مطلوب که از سیمای سرزمین حذف شده

است).

ب. آرایش زیستگاه<sup>۱۷</sup> (اندازه لکه، جدایی)

هم از دست دادن زیستگاه و هم بروز تغییر در آرایش می تواند بر حضور گونه ها اثر

بگذارد (Andren, 1994).

از دست دادن زیستگاه و تغییر آن می تواند باعث شکسته شدن زیستگاه های پیوسته به یک سری

از لکه های تکه شده کوچکتر که باعث تشدید از دست رفتن زیستگاه می شوند، شود. همچنین

باعث افزایش نسبت زیستگاه حاشیه و افزایش جدایی لکه های زیستگاهی باقیمانده می شود. جدایی

لکه ها تابعی از فاصله بین لکه های زیستگاهی و نفوذپذیری ماتریس<sup>۱۸</sup> سیمای سرزمین نسبت به

جابجایی گونه ها، است (Kettunen et al., 2007). شرایط موجود در ماتریس سیمای سرزمین

---

<sup>۱۵</sup> Fragmentation

<sup>۱۶</sup> Habitat loss

<sup>۱۷</sup> Habitat configuration

<sup>۱۸</sup> Matrix permeability

تأثیر قابل ملاحظه‌ای بر لکه‌های زیستگاهی باقیمانده دارد

(Ewers & Didham, 2005). چون تکه تکه شدن زیستگاه یک فرآیند مکانی است،

تأثیرات آن نیز باید در مقیاس مکانی مناسب با گونه و زیستگاه مورد نظر باشد. پس اقدامات مربوط

به پیوستگی که در پاسخ به تکه تکه شدن زیستگاه استفاده می‌شود نیز باید از دیدگاه مقیاس مکانی

مربوط به گونه مورد نظر بررسی شود

(Kettunen et al., 2007).

تأثیرات حاصل از تکه تکه شدن زیستگاه در میان گونه‌ها و زیستگاه‌ها متفاوت است ولی معمولاً

وقتی ظاهر می‌شود که حدود ۷۰٪ زیستگاه اولیه از دست برود (Andren, 1999). پس در بسیاری

از موارد بزرگترین تأثیرات حاصل از تکه تکه شدن بر روی تنوع زیستی در نتیجه از دست دادن

زیستگاه است (Fahrig, 2003). برای بسیاری از گونه‌ها به نظر می‌رسد که اندازه و جدایی لکه بر

بقای جمعیت تأثیر نداشته باشد، بلکه مساحت کل زیستگاه‌های مناسب که می‌تواند شامل زیستگاه

لکه و ماتریس شود اهمیت دارد (Kupfer & Malanson, 2003).

این به دلیل آن است که ارتباط بین گونه و مساحت به خوبی مشخص شده است. غنای گونه‌ای

همواره با افزایش میزان مساحت افزایش می‌یابد (Schoener, 1976). در نتیجه لکه‌های کوچکتر از

گونه‌های کمتری حمایت می‌کنند. با افزایش مساحت تنوع تیپ‌های زیستگاهی و تغییرات در

زیستگاه بر اثر ناهمگنی محیطی افزایش می‌یابد (MacArthur & Wilson, 1967). برای

گونه‌های بزرگ حداقل مقدار زیستگاه هسته<sup>۱۹</sup> لازم برای جلوگیری از انقراض، می‌تواند بسیار زیاد

باشد (Kettunen et al., 2007).

---

<sup>۱۹</sup> Core area

توانایی گونه‌ها برای مقاومت در یک سیمای سرزمین تکه تکه شده به توانایی بقای آن در یک سری از لکه‌های محلی و استقرار مجدد آن در این لکه‌ها در طی زمان دارد (Hanski, 1998). این توانایی به یک سری از ویژگی‌های مورفولوژیکی، رفتاری و اکولوژیکی در افراد در ارتباط است (Swihart *et al.*, 2003).

متمایز نمودن تأثیرات حاصل از، نابودی زیستگاه و تکه تکه شدن زیستگاه کار پیچیده‌ای است چون تکه تکه شدن زیستگاه شامل از دست دادن زیستگاه هم می‌شود. از دست دادن زیستگاه دارای این اثرات مستند است: کاهش طول زنجیره غذایی، تغییر در برهم‌کنش گونه‌ها، کاهش تعداد گونه‌های تخصصی، کاهش موفقیت تولیدمثلی و موفقیت انتشار و افزایش نرخ طعمه خواری. شناسایی تأثیرات دیگر تکه تکه شدن زیستگاه سخت‌تر است. این تأثیرات شامل کاهش تراکم جمعیت، کاهش پایداری جمعیت، کاهش زادآوری، کاهش برازش فردی و افزایش بیماری‌ها می‌شود (Farhig, 2003).

با کوچک‌تر شدن و منزوی‌تر شدن جمعیت‌ها آسیب پذیری آن‌ها نسبت به از دست دادن تغییرات ژنتیکی از طریق عواملی مثل رانش ژنی<sup>۲۰</sup>، افزایش خودباروری در گیاهان<sup>۲۱</sup> و افزایش درون آمیزی<sup>۲۲</sup> در جانوران بیشتر می‌شود. گونه‌های متداول هم به اندازه گونه‌های نادر با جمعیت‌های کم می‌توانند نسبت به عواقب تکه تکه شدن زیستگاه بر ژنتیک جمعیت‌ها آسیب پذیر باشند (Honnay & Jacquemyn, 2007).

تأثیر تکه تکه شدن سیمای سرزمین بر فرایندهای زیستی در سه حوزه کلی آزمون شده

---

<sup>۲۰</sup> Genetic drift

<sup>۲۱</sup> self fertilisation

<sup>۲۲</sup> Inbreeding

است (Berrett & Peles, 1999).

۱- جابجایی و الگوی استفاده از زیستگاه

۲- جمعیت و پویایی اجتماع در سیمای سرزمین ناهمگن

۳- فرآیندهای اکولوژیکی در زیستگاه‌های حاشیه‌ای

Turner و همکاران (۲۰۰۱) فقط به چهار بینش کلی از تحقیقات پیشین رسیدند:

۱- لکه‌های بزرگتر و ناهمگن‌تر گونه‌های بیشتری را حمایت می‌کنند.

۲- شکل مرزهای جنگلی بر نسبت فراوانی جمعیت تأثیرگذار است.

۳- تأثیرات پیوستگی سیمای سرزمین بر پایه یک حد آستانه بحرانی است.

۴- ویژگی‌های سیمای سرزمین پیرامون می‌تواند تأثیر مهمی بر جمعیت‌های محلی در لکه‌های

باقیمانده بگذارد.

حد آستانه<sup>۲۳</sup> مساحتی است در طول یک شیب ویژگی‌های مکانی سریعاً در آن تغییر می‌کند. این

حدود در ارتباط با سطوح حداقل جمعیت پایا<sup>۲۴</sup> است (Franklin & Forman, 1987).

Addicote و همکاران (1987) بیان کردند که رفتارهای مختلف در جانوران و مرحله زندگی به

منابع و زیستگاه‌های مختلفی نیازمند است مثلاً حد آستانه یک جمعیت شاید برای غذایابی نسبت به

جفت‌گیری تغییر کند.

جدایی<sup>۲۵</sup> حاصل از تکه تکه شدن زیستگاه باعث افزایش جابجایی در سیمای سرزمین می‌شود

یعنی آن‌ها ملزم به جابجایی می‌شوند (Forman, 1995) که این جابجایی اضافه می‌تواند هزینه‌بر

---

<sup>۲۳</sup> threshold

<sup>۲۴</sup> Minimum viable population

<sup>۲۵</sup> Isolation

باشد یا باعث افزایش خطر طعمه‌خواری شود (Kupfer *et al.*, 2003).

## ۲-۲- ویژگی گونه های آسیب پذیر نسبت به تکه تکه شدن زیستگاه:

- نادر بودن: گونه های نادر بیش از گونه های معمول آسیب پذیرند زیرا کاهش فراوانی موجب

تشدید انقراض از طریق وقایع دموگرافیک و تصادفی می شود (Kettunen *et al.*, 2007).

- پهنای آشیان اکولوژیک: گونه های کلی گرا که دارای پهنای آشیان اکولوژیک وسیعی می

باشند، از زیستگاه های تکه تکه شده و زیستگاه های مربوط به توالی بهتر از گونه های تخصصی می

توانند بهره ببرند (Swihart *et al.*, 2006).

- قدرت انتشار<sup>۲۶</sup>: قدرت انتشار اگر فراتر از دامنه نوسانات محیط تاثیرگذار بر لکه باشد، مفید

خواهد بود (Henle *et al.*, 2004).

- قدرت زادآوری و طول عمر: هر چه قدرت زادآوری بیشتر باشد، احتمال تعداد افرادی که می

توانند در مکان های جدید مستقر شوند، افزایش می یابد و این افراد می توانند مانند سپری برای

نوسان اندازه جمعیت عمل کنند (Henle *et al.*, 2004). طول عمر و نرخ زادآوری ارتباط نزدیکی

با هم دارند. گونه هایی با نرخ مرگ و میر بالا معمولاً نرخ زادآوری بالایی نیز دارند و انتظار می رود

که بهتر با تغییرات حاصل از تکه تکه شدن زیستگاه کنار بیایند ولی گونه هایی که طول عمر طولانی

دارند، نرخ زادآوری کمی دارند و حساسیت بیشتری به تکه تکه شدن زیستگاه نشان دادند (

Kettunen *et al.*, 2007).

- موقعیت در زنجیره غذایی: گونه هایی که در سطح فوقانی در زنجیره غذایی قرار گرفته اند به

---

<sup>۲۶</sup> Dispersal

دلیل وابستگی به زیستگاه بزرگتر و حساسیت به ایجاد اختلال در به دست آوردن غذا از سطح

تحتانی زنجیره غذایی، آسیب بیشتری می بینند. (Valladares *et al.*, 2006).

-افرادی که گسترده خانگی آن شامل چند لکه می شود، آسیب بیشتری نسبت به تکه تکه شدن

زیستگاه نشان می دهند تا آن ها که از یک لکه تشکیل شده است (Hinsley, 2000). پژوهش های اخیر

روی پرندگان نشان می دهد که از دست دادن زیستگاه باعث افزایش هزینه جابجایی در افراد (Ruiz

*et al.*, 2002) و کاهش موفقیت جوجه آوری می شود (Hinsley *et al.*, 1999).

سیمای سرزمین ممکن است به حدی زیستگاه های کمی داشته باشد که فاصله بین لکه ها از حد

تحمل عبور از فضاها ی خالی برای گونه فراتر رود (Harris & Reid, 2002).

برای افرادی که دارای گستره زیستگاهی شامل چندین لکه اند، لکه های کوچکتر و منزوی تر

زیستگاهی، آن ها را ملزم به پیمودن راه بیشتر برای رسیدن به منابع مورد نیازشان می کند و هزینه اضافه برای

بعضی گونه های پرند در بر دارد (Hinsley *et al.*, 1999). این هزینه ها ناشی از انرژی اضافه مصرف

شده برای گشت زدن به دور لکه ها و پیمودن مسیرهای فرعی و غیر مستقیم در زیستگاه (Belisle &

Desrochers, 2002) و افزایش خطر طعمه خواری است (Nonacs, 2001).

هر دو عامل باعث کاهش کارایی غذایابی و افزایش هزینه های فیزیولوژیک به دلیل استرس

شدید می شود (Ruiz *et al.*, 2002). وقتی این موانع برای جابجایی با مراحل بحرانی زندگی مثل

پرورش جوجه ها توأم شود، تکه تکه شدن زیستگاه بیش از پیش باعث کاهش موفقیت زادآوری و

در نتیجه بقای جمعیت می شود (Hinsley, 2000). بوم شناسی سیمای سرزمین کاربردهای زیادی

در مدیریت زیستگاه ها دارد یکی از این کاربردها پیوستگی است.



## فصل سوم: پیوستگی سیمای سرزمین

### ۳-۱- تعریف پیوستگی سیمای سرزمین:

پیوستگی مفهومی است که در بطن بوم شناسی سیمای سرزمین قرار می‌گیرد (Taylor *et al.*, 1993) و به دلیل تأثیر آن بر انتشار و پویایی<sup>۲۷</sup> فراجمعیت‌ها و در نهایت بقای گونه‌ها، کاربرد زیادی در حفاظت دارد. پیوستگی باعث ارتباط جمعیت‌های جدا از نظر مکانی می‌شود (With, 2004).

پیوستگی یک اندازه‌گیری است که به توصیف مقدار ارتباط یا پیوستگی مکانی زمینه زیستگاهی می‌پردازد (Forman, 1995). در این رابطه، پیوستگی سیمای سرزمین به درجه ایجاد سهولت یا محدودیت سیمای سرزمین برای جابجایی در میان لکه‌های مختلف اطلاق می‌شود. این تعریف تأکید می‌کند که نوع، مقدار و آرایش زیستگاه یا کاربری اراضی در سیمای سرزمین بر جابجایی و نهایتاً بر پویایی جمعیت و ساختار جوامع تأثیر دارد (Wiens, 1997).

### ۳-۲- نقش پیوستگی در حفظ انعطاف پذیری و تضمین خدمات اکوسیستم:

حفظ پیوستگی برای عملکرد مناسب اکوسیستم بسیار مهم است. اکوسیستم‌ها از عناصر مختلف شامل گیاهان، حیات وحش، اقلیم، شکل زمین و فعالیت‌های انسانی تشکیل یافته‌اند. به سازمان‌دهی و ترکیب این عناصر ساختار اکوسیستم و به هم‌کنش‌های پویا بین این عناصر، فرآیندهای اکوسیستم گویند (Kettunen *et al.*, 2007).

---

<sup>۲۷</sup> Metapopulation Dynamics

اطمینان حاصل کردن از وجود گونه‌ها در اکوسیستم‌های طبیعی ویژه خود از طریق ایجاد امکان جابجایی و پراکندگی گونه‌های سیمای سرزمین باعث افزایش انعطاف پذیری اکوسیستم<sup>۲۸</sup> و در نتیجه کاهش تأثیرات منفی تکه تکه شدن زیستگاه و تغییرات اقلیمی می‌شود. پس اقدامات حفاظتی مربوط به پیوستگی می‌تواند عملکردهای اکوسیستم را تضمین و خدمات اکوسیستمی و سود اجتماعی-اقتصادی را فراهم کند (Kettunen et al., 2007).

### ۳-۳- انواع پیوستگی:

پیوستگی سیمای سرزمین، محصول ترکیبی از پیوستگی ساختاری<sup>۲۹</sup> و عملکردی<sup>۳۰</sup> است. پیوستگی ساختاری به تأثیر ساختار فیزیکی سیمای سرزمین و پیوستگی عملکردی به استفاده حقیقی گونه‌ها از سیمای سرزمین اشاره دارد (Tischendorf & Fahrig, 2000). بنابراین پیوستگی در یک ماتریس، جابجایی گونه‌ها در میان لکه‌ها را تسهیل و عملکرد سیستم اکولوژیکی در یک سیمای سرزمین را امکان پذیر می‌کند (Kettunen et al., 2007).

در میان انواع پیوستگی، پیوستگی عملکردی از نظر فراهم آوردن پیوستگی اکولوژیکی با ارزش، مهم‌ترین نوع پیوستگی است. این مطلب تأیید شده است که وجود پیوستگی فیزیکی ساختاری بین لکه‌ها لزوماً وجود ارتباط عملکردی بین آن‌ها را تضمین نمی‌کند

(Kettunen et al., 2007). اگر پیوستگی ساختاری مثل گذرگاه‌ها توسط گونه‌های هدف

مورد استفاده قرار نگیرند، پیوستگی عملکردی را فراهم نمی‌کند (Taylor et al., 2006). همچنین

---

<sup>۲۸</sup> Ecological Resilience

<sup>۲۹</sup> Structural connectivity

<sup>۳۰</sup> Functional connectivity

وجود فضای خالی<sup>۳۱</sup> بین لکه‌های زیستگاهی لزوماً به معنای آن نیست که لکه‌ها از نظر عملکردی از هم جدا هستند (Kettunen *et al.*, 2007). چون بعضی از زیستمندان این توانایی را دارند که از فضاهای خالی عبور کنند و منابع را در طول ماتریس نامطلوب ارتباط دهند (Dale *et al.*, 1994). پیوستگی ساختاری عناصری از سیمای سرزمین‌اند (به خصوص از پوشش گیاهی بومی) که از نظر فیزیکی لکه‌های زیستگاهی جدا را به هم وصل می‌کنند. با توجه به تئوری فراجمعیت این نوع پیوستگی به افراد و ژن‌های آن‌ها امکان پراکنده شدن بین چندین لکه کوچک را می‌دهد و به این ترتیب زیر جمعیت‌ها می‌توانند به صورت دست جمعی به عنوان فراجمعیت‌های بزرگتر و انعطاف پذیرتر عمل نمایند (Doerr *et al.*, 2010).

پیوستگی ساختاری در سیمای سرزمین باعث فراهم کردن خدمات زیر می‌شود (Doerr *et al.*, 2010):

۱- فراهم کردن زیستگاه اضافی

۲- کمک به جابجایی برای انتشار

۳- شارژ ژن بین لکه‌های بزرگتر زیستگاهی

گاهی این سه عمل با هماهنگی هم به وقوع می‌پیوندند. گاهی ممکن است که پیوستگی ساختاری، توسط گونه اشغال شود و زیستگاه را فراهم کند ولی در شارش ژن بی تاثیر باشد و گاهی ممکن است پیوستگی ساختاری به انتشار بین لکه ای کمک کند ولی به عنوان محلی برای استقرار و زندگی در هیچ دوره ای از حیات گونه استفاده نشود.

بیشتر اقدامات ایجاد پیوستگی بر مساحت لکه و فواصل بین لکه و اثر آن بر جابجایی تمرکز

---

<sup>۳۱</sup> Gap

دارد (Taylor et al., 2006). ولی این گونه اقدامات پیچیدگی زیاد موجود در چگونگی برهم کنش زیست‌مندان با ناهمگنی مکانی که نهایتاً بر موفقیت انتشار و استقرار تأثیر می‌گذارد را در نظر نمی‌گیرد (Wiens, 1993). (مثلاً بر هم‌کنش با مرزهای لکه، ناهمگنی ماتریس). پیوستگی سیمای سرزمین در واقع نتیجه بر هم‌کنش بین فرآیند رفتاری (جابجایی)<sup>۳۲</sup> و ساختار فیزیکی سیمای سرزمین می‌باشد (Taylor et al., 2006).

پیوستگی ساختاری پاسخ‌های رفتاری بین زیست‌مندان و ساختار سیمای سرزمین را در نظر نمی‌گیرد و فقط ارتباطات فیزیکی را در مکان لکه‌های زیستگاهی مثل گذرگاه و فواصل بین لکه‌ها توصیف می‌کند و به راحتی توسط متریک‌های (سنجه‌های) سیمای سرزمین<sup>۳۳</sup> و دستاوردهای آنالیز مکانی<sup>۳۴</sup> محاسبه می‌کند (Gustafson, 1998).

از طرفی پیوستگی عملکردی هنگامی افزایش می‌یابد که تغییری در ساختار سیمای سرزمین (شامل پیوستگی ساختاری ولی نه محدود به آن) باعث افزایش جابجایی یا شارش<sup>۳۵</sup> زیست‌مندان در سیمای سرزمین شود. پس مفهوم اصلی پیوستگی سیمای سرزمین در واقع بر پیوستگی عملکردی در سیمای سرزمین تأکید دارد (Taylor et al., 2006).

موقعی می‌توان پیوستگی سیمای سرزمین را از طریق فواصل بین لکه‌ای به دست آورد که ماتریس تغییر نکند و از نظر اکولوژیکی در منطقه مورد مطالعه، خنثی باشد و جایی که هیچ تأثیری از جانب ساختار سیمای سرزمین بر تصمیمات جابجایی در محدوده مطالعات وجود نداشته باشد. ولی این شرایط به ندرت پیش می‌آید. بیشتر مدل‌های عملی فقط بر پایه فاصله بودند پس فقط پیوستگی

---

<sup>۳۲</sup> Movement

<sup>۳۳</sup> Landscape Metrics

<sup>۳۴</sup> Spatial Analysis

<sup>۳۵</sup> Flow

ساختاری محاسبه شده است (Taylor et al., 2006).

توجه بیشتر به افزایش پیوستگی به دلیل پیش بینی این که تغییر اقلیم<sup>۳۶</sup> موجب جابجایی<sup>۳۷</sup> دامنه جغرافیایی زیستگاه‌ها می‌شود و گونه‌ها را مجبور به دنبال کردن تغییرات از طریق انتشار می‌کند، برانگیخته شده است (Berry et al., 2002). اگر زیستگاه‌ها خیلی تکه تکه شوند، گونه‌ها قادر نخواهند بود که به فضای اقلیمی جدید خود دست یابند و بنابراین با نابودی روبه‌رو می‌شوند (Holt & Keitt, 2000).

### ۳-۴- ارزیابی پیوستگی سیمای سرزمین:

پیوستگی ساختاری به وسیله استفاده از سنج‌های سیمای سرزمین حاصل از آنالیز مکانی نقشه‌ها یا از طریق GIS محاسبه می‌شود. استفاده از پیوستگی ساختاری به جای پیوستگی سیمای سرزمین ما را به استراتژی‌های نامناسب مدیریت سرزمین می‌کشاند و مشکلات کلیدی مدیریت سیمای سرزمین را از نظر پنهان می‌کند. توجه به مدیریت لکه‌های غیر زیستگاهی یا مدیریت ماتریس به صورتی که باعث به حداکثر رساندن سرعت دسترسی گونه‌های کلیدی به لکه‌های باقیمانده منابع شود باید مبذول گردد (Taylor et al., 2006).

هر سیمای سرزمین از نظر الگوی تکه تکه شدن، ماهیت ماتریس پیرامونی، ترکیب زیست‌مندان و اهمیت اثرات مختلف تکه تکه شدن، منحصر به فرد است (Villard, 2002). احتمالاً تمام گونه‌های جنگل پاسخ یکسان (مثبتی) برای تلاش به منظور بازسازی<sup>۳۸</sup> پیوستگی عملکردی از طریق پیوستگی فیزیکی بین جنگل، نمی‌دهند (Bailey, 2007).

---

<sup>۳۶</sup> Climate Change

<sup>۳۷</sup> Shift

<sup>۳۸</sup> Restoration

مثلاً در سیمای سرزمین جنگل، گذرگاه ها احتمالاً باعث بهبود دسترسی به لکه‌های کوچک توسط گونه‌های متحرک<sup>۳۹</sup> مثل پرندگان آوازه‌خوان و سنجاب‌های پروازی نمی‌شوند. چون این ارتباطها در واقع تابعی از توانایی عبور از فضاهاى خالى (Belisle & Desrochers,<sup>۴۰</sup> 2002) و مرحله توالی زیستگاه‌های میانی و احاطه کننده است (Robichaud *et al.*, 2002).

دشواری دیگر در اندازه‌گیری پیوستگی ساختاری این است که تأثیر نوع پوشش سرزمین بر جابجایی بستگی به تیپ سیمای سرزمین است که تیپ پوشش در آن جای گرفته دارد. مثلاً سنجاك‌هایی که در رودخانه‌های کانادا زندگی می‌کنند به آسانی از مرزهای بین رودخانه و جنگل عبور می‌کنند ولی خیلی وارد جنگل نمی‌شوند. وقتی رودخانه در بستر سیمای سرزمینی که قسمتی از آن جنگل باشد، قرار می‌گیرد، سنجاك‌ها به آسانی از مرزهای بین رودخانه و مرتع هم می‌توانند عبور کنند تا به مرزهای جنگل برسند. ولی اگر جنگل تراشی صورت گیرد، سنجاك‌ها احتمالاً نتوانند در مرتع جابجا شوند (Jonsen & Taylor, 2000). پس برای سنجاك‌ها تأثیر مرتع در پیوستگی سیمای سرزمین بستگی به میزان جنگل در مقیاس وسیع‌تری از سیمای سرزمین دارد. پس بافت سیمای سرزمین<sup>۴۱</sup> برای ارزیابی چگونگی تأثیر تغییر استفاده از سرزمین بر پیوستگی سیمای سرزمین تأثیر دارد (Taylor *et al.*, 2006).

ارزیابی پیوستگی سیمای سرزمین نیاز به دستاوردهایی بر پایه گونه<sup>۴۲</sup> (Hansen & Urban, 1992) و اطلاعاتی از پاسخ‌های جابجایی گونه به ساختار سیمای سرزمین (مثلاً نرخ جابجایی از عناصر مختلف سیمای سرزمین، دامنه انتشار، مرگ و میر در طول انتشار و برهم‌کنش با مرزها) دارد و

---

<sup>۳۹</sup> Mobile Species

<sup>۴۰</sup> Gap-Crossing Ability

<sup>۴۱</sup> Landscape Context

<sup>۴۲</sup> Species-Centered Approach

این که چگونه این پاسخ ها با افزایش مقیاس تغییر می کند. جمع آوری این اطلاعات بسیار سخت است ولی با پیشرفت دستگاه های ردیاب ماهواره ای و روش های جدید آنالیز داده های جابجایی، به این هدف نزدیکتر می شویم (Jonsen *et al.*, 2003).

جاده ها، آبراهه ها و کاربری اراضی مثل مزارع شخم زده شده می تواند مانند مانعی برای انتشار عمل کند و باعث دور شدن افراد انتشار کننده از آن ها شود. این عامل می تواند باعث عدم تقارن در احتمال جابجایی در بین لکه ها یا مناطق در سیمای سرزمین شود (Taylor *et al.*, 2006).

پس پیوستگی سیمای سرزمین به سادگی از طریق شاخصی از الگوی سیمای سرزمین به دست نمی آید و بر پایه درک ارگانیزم و برهم کنش آن با ساختار و ناهمگنی سیمای سرزمین تعیین می شود (Taylor *et al.*, 2006).

حد آستانه ای که از آن به بعد سیمای سرزمین پیوستگی خود را از دست می دهد بستگی به توزیع زیستگاه و نرخ جابجایی در آن زیستگاه توسط گونه دارد (With, 2002). پس یک مقدار حد آستانه بحرانی که یک سیمای سرزمین ویژه پیوستگی خود را از دست می دهد، برای تمام گونه ها با هم وجود ندارد و یک سیمای سرزمین در یک زمان ممکن است برای دو گونه با ویژگی های انتشار مختلف متصل یا منفصل قلمداد شود (Pearson *et al.*, 1996). ولی حد آستانه اکولوژیکی اغلب منطبق بر حد آستانه پیوستگی سیمای سرزمین نمی باشد. پس سطح بحرانی زیستگاه که در آن پیوستگی سیمای سرزمین از هم گسسته می شود، هم سطح با اندازه زیستگاه آستانه انقراض گونه ها یعنی کمترین مساحت زیستگاه<sup>۴۳</sup> مورد نیاز برای بقای جمعیت نیست

(With & King, 1999).

---

<sup>۴۳</sup> Minimum Habitat Area

باید توجه داشت که یک سیمای سرزمین پیوسته بقای گونه‌ها را تضمین نمی‌کند همان طور که عدم پیوستگی سیمای سرزمین باعث انقراض فوری گونه‌ها نمی‌شود (Taylor *et al.*, 2006).

پیوستگی سیمای سرزمین برای حفاظت گونه لازم است ولی کافی نیست. پیوستگی سیمای سرزمین مهم است چون بر دستیابی به منابع و استقرار در زیستگاه‌های خالی تأثیر دارد. با این وجود بقای جمعیت در مقیاس سیمای سرزمین نهایتاً به تعادل بین تولد و مرگ و میر ارتباط دارد و تغییر در پیوستگی سیمای سرزمین می‌تواند بر تولد و مرگ و میر تأثیر بگذارد. مثلاً با فراهم کردن یا محدود ساختن سایت‌های زادآوری (Taylor *et al.*, 2006). گرچه زادآوری و مرگ و میر و بقای جمعیت بیشتر به وسیله مقدار و کیفیت زیستگاه‌های در دسترس در سیمای سرزمین تعیین می‌شود (Fahrig, 1997)، کیفیت زیستگاه نیز بر تقابلات گونه در زادآوری و مرگ و میر تأثیر دارد. مثلاً در حاشیه جنگل اگر نرخ طعمه‌خواری در حاشیه بیشتر باشد، زیستگاه کم کیفیتی محسوب می‌شود (Chalfoun *et al.*, 2002). پس در حفاظت تمرکز بر پیوستگی سیمای سرزمین بدون در نظر گرفتن مقدار و کیفیت زیستگاه، بقای گونه را سیمای سرزمین تضمین نمی‌کند (Taylor *et al.*, 2006).

در واقع پیوستگی سیمای سرزمین بر پایداری جمعیت می‌تواند اثر مثبت یا منفی داشته باشد. برای مثال اگر افزایش مقدار زیستگاه باعث جابجایی کمتر ارگانیزم در زیستگاهش نسبت به مناطق غیر زیستگاهی اش شود، پیوستگی سیمای سرزمین کاهش یافته است (Jonsen & Taylor, 2000). اگر مقدار زیستگاه اثر مهم مثبتی بر پایداری جمعیت داشته باشد، این رفتار در واقع این طور تعبیر می‌شود که ارتباط منفی بین پیوستگی سیمای سرزمین و بقا و پایداری گونه وجود دارد (Tischendorf & Fahrig, 2000).



تأثیر فعالیت های انسان در ماتریس مثل جاده ها و آفت کش ها باعث کاهش کیفیت ماتریس و کاهش پیوستگی سیمای سرزمین می شود (Johnson & Collinge, 2004). پیوستگی سیمای سرزمین درمانی برای تمام مشکلات حفاظت و مدیریت سرزمین نیست ولی باید یکی از عوامل تأثیرگذار در جمعیت شناسی گونه ها محسوب شود (Taylor *et al.*, 2006).

در مورد پیوستگی باید این نکات را به خاطر سپرد (Taylor *et al.*, 2006):

- ۱- پیوستگی سیمای سرزمین، یک خصوصیت گونه ویژه<sup>۴۴</sup> است.
  - ۲- ماتریس را به منظور مدیریت سیمای سرزمین و حفظ و بازسازی پیوستگی عملکردی مدیریت کنید.
- به یاد داشته باشید که به سه عنصر در پیوستگی سیمای سرزمین وجود دارد:

الف. الگوی جابجایی و رفتاری گونه ها

ب. اندازه و آرایش<sup>۴۵</sup> لکه های منبع

ج. ماتریس.

---

<sup>۴۴</sup> Species-Specific

<sup>۴۵</sup> Arrangement

الف. می‌توان پاسخ‌های رفتاری گونه‌ها را با استفاده از نرده‌ها، تونل و سایر ابزار هدایت یا دستکاری کنیم ولی نمی‌توان رفتارهای موروثی گونه‌ها را تغییر داد. انعطاف در پاسخ‌دهی به تغییرات در ساختار سیمای سرزمین در بعضی گونه‌ها تعجب برانگیز است. مثلاً Taylor و Merriam (1995) نشان دادند که در مرفولوژی بال سنجاقک در سیمای سرزمین جنگل با سیمای سرزمین که غالب آن مرتع است، تفاوت وجود دارد.

این پاسخ‌ها می‌تواند در صورتی که گونه‌ها از نظر رفتاری خود را با تغییرات ساختار سیمای سرزمین سازگار کنند، از هزینه اقدامات افزایش پیوستگی در سیمای سرزمین بکاهد.

ب. گاهی می‌توان اندازه و آرایش زیستگاه را در سیمای سرزمین تغییر داد ولی اغلب محدودیت‌های اجتماعی و اقتصادی مانع ایجاد می‌کند. مثلاً کاشت و برپایی دوباره پوشش گیاهی در سیمای سرزمینی که از مدت‌ها قبل تبدیل به استفاده کشاورزی شده است، هزینه بر است.

ج. ماتریس از لکه‌های باقیمانده زیستگاهی گسترده‌تر است پس تمرکز بر مدیریت آن منطقی به نظر می‌رسد. ماتریس وسیع‌ترین و پیوسته‌ترین عنصر در سیمای سرزمین است و بنابراین در عملکرد سیمای سرزمین نقش غالب را ایفا می‌کند (Forman, 1997).

ولی با این که این، ایده جدیدی نیست ارتباط اساسی بین مدیریت ماتریس و پیوستگی سیمای سرزمین گاهی در نظر گرفته نمی‌شود. شاید دلیل آن این باشد که مدیریت ماتریس نیاز به تصمیم‌گیری با هزینه‌های گزاف سیاسی و اقتصادی دارد. مثلاً بهبود پیوستگی سیمای سرزمین شاید با حذف یا تغییر مسیر جاده‌ها، محدود کردن توسعه شهری و محدودیت استفاده از آفت‌کش در اراضی

کشاورزی صورت گیرد. ولی مغایرت و مخالفت با این تصمیمات توسط سهامداران، مدیران را از اجرای آن باز می دارد.

باید دانست که اگر فردی سیمای سرزمین را برای رسیدن به پیوستگی مدیریت می کند، هدف او به حداکثر رساندن پیوستگی نیست بلکه او سعی در درک این دارد که تغییر در سایر عناصر ساختاری سیمای سرزمین چگونه بر سیمای سرزمین اثر می گذارد و ارزیابی می کند که اهمیت آن تغییرات بر بقای جمعیت و سایر پیامدهای اکولوژیکی چیست (Taylor et al., 2006).

پیوستگی سیمای سرزمین یک مفهوم پویا است و باید در ارتباط با تغییر کاربری اراضی، ارزیابی و مدیریت شود. در بسیاری از سیمای های سرزمین برخی کاربری اراضی (مثل جنگل تراشی) پیوستگی را ابتدا کاهش می دهد ولی به تدریج برای بعضی گونه ها این پیوستگی باز می گردد، چون ماتریس دچار تغییرات توالی می شود. پیوستگی سیمای سرزمین نقش فزاینده مهمی در بقای بسیاری از جمعیت های گیاهی و جانوری در برابر تغییرات جهانی و جابجایی حاصل از آن و بنای دوباره توزیع گونه ها دارد. پیوستگی سیمای سرزمین ارتباط مستقیمی با توانایی گونه برای انتقال زیستگاه و توانایی برای سازگاری با تغییرات ماتریس و ایستادگی در سیمای سرزمین تغییر یافته دارد. درک این که برای کدام گونه ها و تحت چه شرایطی پیوستگی مهم است هنوز یک موضوع تحقیقاتی چالش برانگیز مهم به شمار می آید (Taylor et al., 2006).

## فصل چهارم: گذرگاه

### ۴-۱- تعریف گذرگاه:

گذرگاه ها که با هدف ایجاد پیوستگی اکولوژیکی عملکردی حیاتی بین مناطق هسته ایجاد

می شوند عمدتاً شامل پیوستگی فیزیکی هستند و ممکن است شامل گذرگاه های خطی باریک مانند

آبراهه‌ها و ردیف‌های پرچین<sup>۴۶</sup> یا گذرگاه‌های پهن سیمای سرزمین باشد. همچنین می‌تواند شامل لکه‌های زیستگاهی که مانند جاپا<sup>۴۷</sup> عمل می‌کند، باشد. به گذرگاه‌ها گاهی راه‌های سبز<sup>۴۸</sup> می‌گویند.

موارد استفاده آن در پیوند مناطق شهری با حومه شهر است (Bennet & Mulongoy, 2006).

مناطق هسته به مناطقی با کیفیت بالای اکولوژیکی و اهمیت حفاظتی که در آن حفظ تنوع زیستی

در اولویت قرار دارد، می‌گویند و معمولاً شامل تمام مناطق حفاظت شده می‌باشد.

گونه‌هایی که انتشار آن‌ها در خشکی است کمتر بین لکه‌های زیستگاهی حضور می‌یابند و اگر

حضور یابند در عناصر ارتباط دهنده‌اند (Doerr *et al.*, 2010).

بازسازی یک گذرگاه حذف شده، باعث استقرار دوباره یک گونه مورچه پس از یک سال

(Simberloff & Cox, 1987) و چندین پرنده کلی گرا در زیر اشکوب طی ۶ تا ۹ سال

(Stouffer & Bierregaard, 1995) در یک جنگل بارانی تکه تکه شده، شد.

هنوز مشخص نیست که آیا علت افزایش جابجایی‌ها و غنای گونه‌ای بر اثر تأثیر مستقیم ایجاد

پیوستگی است یا به دلیل ساده فراهم شدن مناطق زیستگاهی بیشتر توسط گذرگاه‌ها است (

Kettunen *et al.*, 2007

شبکه‌های اکولوژیک<sup>۴۹</sup> باید حفظ پیوستگی عملکردی را مورد هدف قرار دهند و در صورت

لزوم پیوستگی عملکردی را افزایش دهند و در عین حال از تأثیرات زیانبار مهم بالقوه آن بر حذر

باشند. برای دستیابی به این اهداف پیشنهاد می‌شود که شبکه‌های اکولوژیک باید (Kettunen *et al.*

*et al.*, 2007

<sup>۴۶</sup> Hedgerow

<sup>۴۷</sup> Stepping Stones

<sup>۴۸</sup> Green Way

<sup>۴۹</sup> Ecological Network

۱- به شناسایی زیستگاه‌های موجود که دارای اهمیت در ایجاد پیوستگی هستند بدون در نظر گرفتن اهمیت مستقیم برای تنوع زیستی پردازند برای مثال پارک‌ها، راه‌آهن، کانال و رودخانه‌ها در محیط شهری شاید گونه‌ها و زیستگاه‌های کم‌اهمیتی را شامل شود ولی می‌توانند مسیرهای مهاجرتی و انتشار و غذایای مهم را فراهم کنند.

۲- باید خطرات بالقوه ناشی از افزایش پیوستگی را در طول توسعه شبکه‌های اکولوژیک در نظر گرفت. پیشنهادها برای ایجاد پیوستگی محیط‌های بارزش از نظر حفاظت طبیعی که سالیان دراز از هم جدا افتاده‌اند، باید با احتیاط انجام شود چون مهاجرت به آن‌ها ممکن است باعث تنش برون آمیزی و از دست رفتن تنوع ژنتیکی در میان زیر جمعیت‌ها شود.

توصیه‌ها و راهنمایی‌ها برای توسعه شبکه ارتباطی از جمله گذرگاه، پراکنده است. اگر گذرگاه‌ها باید به نیازهای بیشترین گونه‌های جنگلی پاسخگو باشند، طراحی آن باید بر پایه نیازهای کم تحرک ترین گونه صورت گیرد (Bailey, 2007). گذرگاه‌ها باید به اندازه کافی پهنا داشته باشند تا کیفیت زیستگاه داخلی را برای انتشار کنندگان ضعیف حفظ نمایند (Noss, 1983). گاهی بر گذرگاه‌ها اثرات حاشیه<sup>۵۰</sup> حکم فرماست و به عنوان مخزن‌های مرگ و میر<sup>۵۱</sup> برای بعضی گونه‌ها عمل می‌کنند (Simberloff *et al.*, 1992). باکلی و همکاران (2002) بیان می‌کنند که اثر حاشیه تا ۵۰ متر از جنگل نفوذ می‌کند. پس گذرگاه‌ها باید بیش از ۱۰۰ متر پهنا داشته باشند تا دارای زیستگاه داخلی شوند.

احتمال استفاده از گذرگاه در مناطق استوایی کمتر از مناطق معتدل است (Doerr *et al.*, 2010).

گونه‌های کم مقاومت و غیر معمول جنگل و اغلب آن‌ها که ضعیف ترین توانایی انتشار را دارند، به

---

<sup>۵۰</sup> Edge Effect

<sup>۵۱</sup> Sink

ندرت در گذرگاه ها یافت می‌شوند. Hill و همکاران (1994) به توانایی گذرگاه در عمل کردن به عنوان مجرا<sup>۵۲</sup> برای گونه‌های تخصصی مشکوک هستند و بر این باورند که گونه‌هایی که بیشترین احتمال در استفاده از گذرگاه ها را دارند، آن‌هایی‌اند که قابلیت انتشار متوسطی دارند. کیفیت گذرگاه نیز مهم است که بر می‌گردد به عرض (پهنا)، ارتفاع، حجم و میزان بلوغ (برای گونه های تخصصی تر) و تمام فاکتورهایی که به حضور خرد زیستگاه مورد نیاز توسط گونه‌های تخصصی در ارتباط است (Hinsley & Bellamy, 2000).

از نظر فراهم کردن زیستگاه گذرگاه پیوسته بهتر از عناصر خطی غیر پیوسته و آن بهتر از جاپا، عمل می‌کند (Doerr et al., 2010).

جاپا نوعی گذرگاه اکولوژیکی است که از لکه های زیستگاهی غیر خطی و دارای پیوستگی عملکردی تشکیل شده است و امکان انتشار را بین لکه ها ایجاد می‌کند مانند درختان، بوته‌ها و رخنمون سنگی (Doerr et al., 2010).

ارزیابی تفاوت کارایی عناصر ارتباط دهنده براساس (Doerr et al., 2010):

۱- نوع ارتباط (درخت پراکنده، خطوط زهکشی، گذرگاه، مراتع بومی)

۲- طول عنصر ارتباط دهنده

۳- پهنای عنصر ارتباط دهنده به ویژه در گذرگاه ها

۴- تراکم پوشش گیاهی نسبت به لکه‌های زیستگاهی (اندازه‌گیری کیفیت)

۵- ترکیب و ساختار عنصر ارتباط دهنده

---

<sup>۵۲</sup>Conduit

۶- بیش ترین فضای خالی برای عبور

ارزیابی کارایی پیوستگی ساختاری نه تنها به فرم پیوستگی بلکه به اکوسیستم و گونه وابسته

است. پس در مورد اکوسیستم و گونه باید این موارد تعیین شود (Doerr et al., 2010):

۱- گروه تاکسونومیک زیستمند مورد مطالعه

۲- اکولوژی، رفتار و مکانیزم انتشار گونه مورد مطالعه

۳- تاریخچه زندگی و مرحله زندگی افراد مورد مطالعه

۴- اندازه گونه مورد مطالعه و مقیاس جابجایی مکانی

۵- نوع اجتماع و اکوسیستم (منطقه معتدل در برابر استوایی یا اکوسیستم مرتع در مقابل

اکوسیستم جنگل)

۶- اندازه، تعداد و کیفیت زیستگاه‌های لکه‌های پیوسته.

۷- ویژگی‌های ماتریس احاطه‌کننده لکه‌ها (محصول کشاورزی، مرتع، درختان کاشته شده)

۸- آیا عناصر پیوستگی و لکه‌ها حاصل زیستگاه باقیمانده‌اند یا زیستگاه ترمیمی.

۹- ویژگی‌های سطح سیمای سرزمین

۱۰- تاریخچه آشفتنگی در منطقه مورد مطالعه

۱۱- شرایط اقلیمی در طول مطالعه

۱۲- نوع و هدف جابجایی مورد مطالعه (غذایابی روزانه در مقابل انتشار یا مهاجرت در مقابل

پرسه زدن)

۱۳- طرح آزمایش

۱۴- منبع اطلاعات از جابجایی و انتشار (ردیابی، صید و صید مجدد، ژنتیک جمعیت)



در حال حاضر اطلاعات کمی از وقایع شارش ژن در میان یک سیمای سرزمین ناهمگن (Sork *et al.*, 1999) و یا نتایج دموگرافیک شارش ژن (McCauley *et al.*, 2001) در دست است.

اگر بخواهیم ارتباط بین پیوستگی ساختاری و انتشار کارا را بدانیم باید در مطالعه خود مسیرهای انتشار را بین لکه‌ها ثبت کنیم تا بدانیم کدام عناصر سیمای سرزمین در واقع در طول انتشار بین لکه‌ای استفاده شده‌اند و همچنین زادآوری‌های موفق را باید ثبت نمود چون انتشار بدون زادآوری در نهایت بر سطوح جریان ژن و نجات جمعیت از انقراض تأثیر ندارد و هدف نهایی ایجاد پیوستگی همین است (Doerr *et al.*, 2010).

شواهدی برای انتشار کارا به ترتیب اعتبار از انتشار مشاهده شده تا انتشار استنباط شده از داده‌ها، به این صورت است (Doerr *et al.*, 2010):

۱- انتشار یافتگان به طور مستقیم تعقیب شدند پس مسیرهای جابجایی شناخته و سهم ژنتیکی پس از انتشار نیز ارزیابی شده است.

۲- مسیرهای جابجایی انتشار یافته را کاملاً می‌دانیم ولی سهم ژنتیکی بعد از آن را نمی‌دانیم.

۳- قسمتی از مسیرهای جابجایی انتشارات شناخته شده را می‌دانیم.

۴- راه‌های جابجایی شناخته شده ولی نمی‌دانیم برای انتشار است یا سایر اهداف.

۵- انتشار بین لکه‌ها صورت گرفته (از طریق داده‌های صید و صید مجدد، آزمون انتقال ژنتیک یا داده رادیوتلمتری) ولی مسیر جابجایی را نمی‌دانیم.

۶- انتشار بین لکه از طریق داده‌های ژنتیک جمعیت یا داده حضور و عدم حضور در لکه استنباط شود.

۷- انتشار از حضور گونه‌ها در عناصر پیوستگی سیمای سرزمین مثل گذرگاه‌ها و جاپا‌های بین

لکه‌ها استنباط شود.

۴-۲- سود و زیان بالقوه استفاده از گذرگاه‌ها به عنوان ابزار حفاظتی به منظور ایجاد پیوستگی زیستگاهی (Crooks & Sanjayan, 2006):

#### سود بالقوه

۱- افزایش نرخ مهاجرت که باعث:

الف. افزایش یا حفظ تنوع گونه‌ای می‌شود.

ب. تأثیر نجات بخش<sup>۵۳</sup> برای جمعیت‌های کوچک و جدا از طریق افزایش اندازه جمعیت و کاهش احتمال انقراض.

ج. امکان استقرار مجدد<sup>۵۴</sup> جمعیت‌های محلی انقراض یافته و افزایش بالقوه ثبات فرا جمعیت.

د. جلوگیری از تنش درون آمیزی (کاهش برآزش در یک جمعیت به دلیل زادآوری افراد خویشاوند) و حفظ تنوع ژنتیکی در جمعیت‌ها.

۲- فراهم آوردن جابجایی‌های روزانه و فصلی برای غذایابی، زادآوری، مهاجرت و سایر رفتارها.

۳- تسهیل انتشار گونه‌ها از محدوده‌های زایشی به محدوده‌های زادآوری.

۴- امکان جابجایی به محدوده‌های طبیعی در پاسخ به تغییرات اقلیمی.

۵- فراهم کردن بستری برای فرار از طعمه‌خوار با استفاده از جابجایی بین لکه‌ها.

۶- فراهم کردن زیستگاه حیات وحش برای جانوران مقیم و عبوری در گذرگاه‌ها.

۷- فراهم آوردن پناه‌های جایگزین در مقابل آشفته‌گی‌های بزرگ مانند آتش سوزی.

---

<sup>۵۳</sup> Rescue Effect

<sup>۵۴</sup> Recolonization

۸- تداوم فرآیندها و خدمات اکولوژیک مانند توالی، انتشار دانه، چرخه آب، مواد مغذی و انرژی.

۹- فراهم آوردن کمربندهای سبز<sup>۵۵</sup> برای کاهش بی‌نظمی شهری، کاهش آلودگی و فراهم کردن فرصت‌های تفرجی و افزایش ارزش‌های منظر و سرزمین.

### زیان بالقوه

۱- افزایش نرخ مهاجرت که ممکن است باعث:

الف. تسهیل انتشار بیماری‌های واگیردار.

ب. تسهیل انتشار گونه‌های بیگانه مانند طعمه‌خواران و رقیبان خارجی.

ج. تسهیل انتشار گونه‌های علفی و انگلی.

د. کاهش سطح نوسانات ژنتیکی در میان زیرجمعیت‌ها.

و. ایجاد تنش برون‌آمیزی<sup>۵۶</sup> (شرایطی که تلاقی بین فرزندان افراد از جمعیت‌های مختلف برآزش

کمتری نسبت به فرزندان حاصل از تلاقی افراد درون یک جمعیت دارد) به دلیل برهم زدن ترکیب ژنی مربوط به سازگاری محلی.

۲- تسهیل انتشار آتش‌سوزی و سایر آشفته‌گی‌های غیر زیستی فاجعه‌بار.

۳- ایجاد یک مخزن مرگ و میر به دلیل افزایش در معرض قرار دادن جانوران گذرگاه‌ها به

انسان‌ها، طعمه‌خواران خارجی و بومی، رقیبان، آلودگی و سایر تأثیرات زیان‌آور حاشیه.

۴- نوارهای رودخانه‌ای که اغلب به عنوان گذرگاه محسوب می‌شوند، ممکن است موجب

---

<sup>۵۵</sup> Green Belt

<sup>۵۶</sup> Outbreeding Tension

افزایش بقا و انتشار گونه‌های غیر تالابی نشوند.

۵- هزینه اقتصادی گزاف برای خرید، طراحی، ساخت، حفظ، بازسازی و حمایت گذرگاه‌ها.

۶- مغایرت با سایر اهداف حفاظتی از جمله راهبردهای قراردادی برای افزایش مساحت هسته و

حفظ زیستگاه گونه‌های در معرض خطر.

۷- هزینه‌های سیاسی برای تغییر الگوهای استفاده از سرزمین.

شکل ۱: راهکارهایی برای بهبود پیوستگی در یک سیمای سرزمین تکه تکه شده (Kettunen )

*et al., 2007*

راهنما: لکه = جنگل نیمه طبیعی، بخش هاشور زده شده = جنگل تحت مدیریت شدید، بخش

منقوط = علفزار نیمه طبیعی با درختان پراکنده، زمینه سفید: مراتع کشاورزی

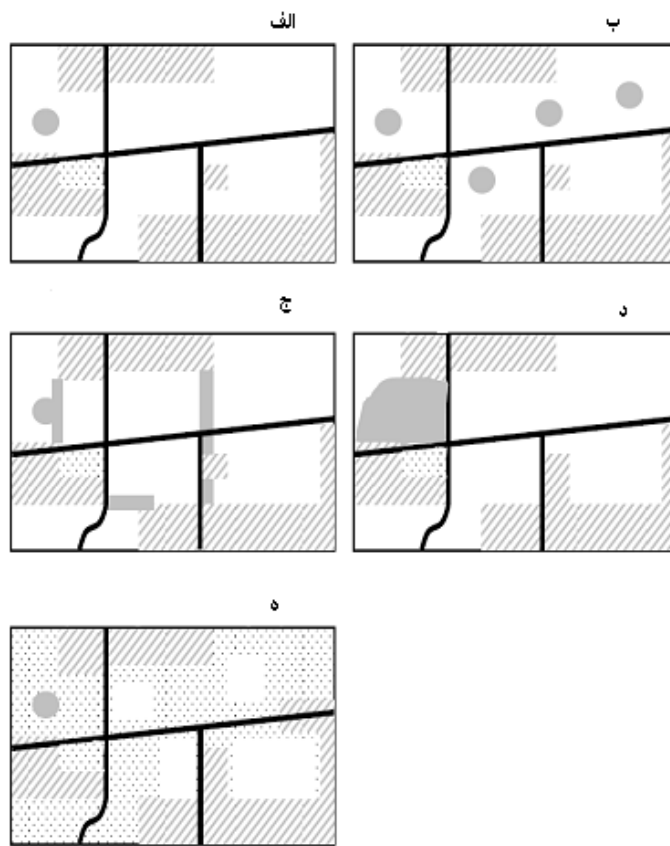
الف. سیمای سرزمین تکه تکه شده فعلی

ب. افزایش تراکم زیستگاه و ایجاد جاپا

ج. ارتباط زیستگاه از طریق کریدورهای خطی جنگلی

د. آمیختن لکه زیستگاهی با زیستگاه با کیفیت و بهبود کیفیت زیستگاه

ه. افزایش تراوایی ماتریس پیرامون از طریق افزایش کیفیت کل زیستگاه.



## فصل پنجم: نمونه ای از تاثیر پیوستگی عناصر سیمای سرزمین بر بقای گونه ای

در این فصل مثالی از تاثیر پیوستگی عناصر سیمای سرزمین بر موفقیت انتشار و بقا در سینه سرخ نورف آیلند<sup>۵۷</sup> در نیوزلند را مرور می کنیم.

موفقیت در انتشار از محل های زایشی تاثیر بسزایی در زیرجمعیت ها و رشد و بقای فراجمعیت ها

دارد (Withey & Marzluff, 2005).

هر گونه برهم کنش بین جانور منتشر شده و مالک قلمرو باعث طولانی شدن مرحله انتشار

می شود (Armstrong, 1995).

در این مطالعه به انتشار سینه سرخ نورف آیلند واقع در نیوزلند که یک گونه غیر مهاجر در یک

<sup>۵۷</sup> North Island Robin (*Petroica longipes*)

جنگل تکه تکه شده است، می‌پردازیم. این گونه فقط یک مرحله انتشار دارد که آن هنگامی است که جوجه‌ها لکه زایشی خود را ترک می‌کنند. اگر آن‌ها زیستگاه مناسب خود را نیابند، اولین زمستان را دوام نمی‌آورند. پس رفتار انتشار از مکان‌های زایشی برای بقای جمعیت آن مهم است.

در این مطالعه اشغال لکه‌های زیستگاهی با درجه پیوستگی سیمای سرزمین همبستگی مثبت داشت. جوجه‌ها نشانه‌گذاری و موقع انتشار به دقت از طریق راه رفتن مارپیچ، ردیابی شدند. هر جوجه توسط نشانه‌اش شناخته و مکان حضور آن با سیستم مکان‌یابی جغرافیایی (GPS) ثبت شد.

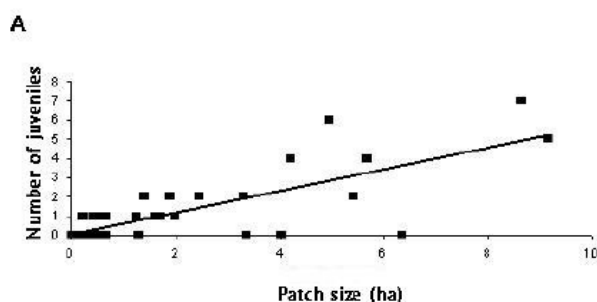
اندازه‌گیری پیوستگی از طریق میانگین فاصله لکه تا ۵ لکه نزدیک محاسبه شد.

لکه‌ها در ۵ گروه از نظر پیوستگی سیمای سرزمین قرار گرفتند: ۱-۲۰، ۲۱-۴۰، ۴۱-۶۰، ۶۱-۸۰ و

۸۰ <.

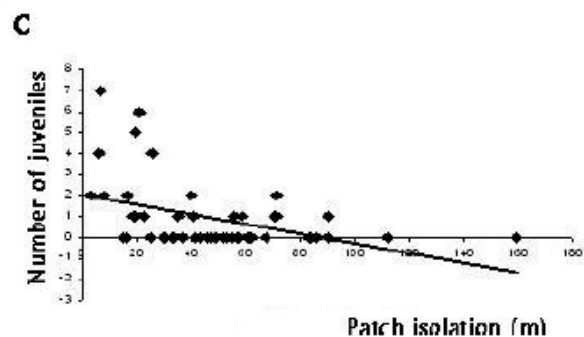
- نمودار ۱. همبستگی بین انتشار جوجه‌های سینه سرخ نرف آیلند و اندازه لکه (Wittern &

Berggren, 2007)



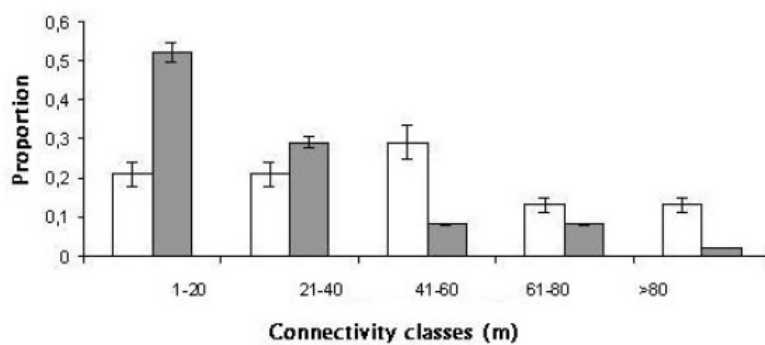
- نمودار ۲. همبستگی بین انتشار جوجه‌های سینه سرخ نرف آیلند و جدایی لکه (Wittern &

Berggren, 2007)



- نمودار ۳. استفاده مشاهده شده / مورد انتظار جوجه های سینه سرخ نورف آیلند از لکه های جنگلی.

لکه ها بر اساس پیوستگی سیمای سرزمین (میانگین فاصله از پنج لکه نزدیک) گروه بندی شدند (Wittern & Berggren, 2007).



نتایج این مطالعه نشان داد که بیش از ۵۰٪ جوجه‌ها در لکه‌هایی با میانگین فاصله کمتر از ۲۰m دیده شدند و فقط ۱۰٪ جوجه‌ها در لکه‌هایی با میانگین فاصله بیش از ۶۰m دیده شدند. با افزایش وسعت لکه تعداد بازدید جوجه‌ها از لکه بیشتر شد (Wittern & Berggren, 2007).

نوارهای پوشش گیاهی (گذرگاه) و لکه‌های کوچک (جایا) بین مناطق زیستگاهی بزرگتر باعث افزایش پیوستگی سیمای سرزمین و افزایش جابجایی افراد بین لکه‌های جدا از هم می‌شود (Tischendorf & Fahrig, 2000). همچنین گذرگاه‌های پهن زیستگاه اضافه برای زادآوری فراهم می‌کنند (Merriam, 1991). پرندگانی که بیشترین سود را از گذرگاه‌ها می‌برند، گونه‌های تخصصی جنگل<sup>۵۸</sup> می‌باشند. این گونه‌ها تحرک کمی در زیستگاه‌های باز دارد و ارزش حفاظتی بالایی دارند (O'Donell, 1991). جوجه سینه سرخ‌ها تصمیمات انتشار را در مقیاس بزرگ می‌گیرند و در مرحله انتشار به جنگل‌های قدیمی وابسته نیستند. پس بازسازی جنگل‌های کم کیفیت موجود در میان لکه‌های با کیفیت، موجب افزایش پیوستگی سیمای سرزمین می‌شود (Wiegand et al, 2005). علاوه بر حفظ زیستگاه لکه‌ها و جمعیت در لکه‌های اشغال شده، ایجاد زیستگاه جنگلی جدید بین لکه‌ها و حمایت از لکه‌های موجود که به عنوان گذرگاه عمل می‌کند، در حفاظت این گونه نقش مهمی ایفا می‌کند (Wittern & Berggren, 2007).

## - نقش قابلیت جابجایی بر بقا در سیمای سرزمین تکه تکه شده

### ۱- جابجایی:

<sup>۵۸</sup> Forest Interior Specialist



جابجایی در میان لکه‌ها در یک سیمای سرزمین تکه تکه شده تا حدی به توزیع مکانی جمعیت‌ها و لکه‌ها در یک سیمای سرزمین وابسته است. تراوایی (نفوذ پذیری) ماتریس موجود بین لکه‌های زیستگاهی بر قابلیت افراد در جابجایی بین لکه‌ها تأثیر دارد. برای مثال، گونه‌های جنگلی زیراشکوب معمولاً از عبور بین فضاهای باز<sup>۱</sup> بیزارند ولی یک ماتریس ناهمگن می‌تواند تأثیر آن را کاهش دهد (Castellón & Seiving, 2005). شیوه جابجایی افراد در سیمای سرزمین احتمالاً با تغییر ساختار سیمای سرزمین تغییر می‌کند (Goodwin & Fahrig, 2002). تغییر در توانایی جابجایی بر شماری از برهم‌کنش‌های گونه‌ای از جمله طعمه‌خواری، پارازیت شدن، رقابت و علفخواری تأثیر دارد. به دلیل نیاز بیشتر طعمه‌خواران به جابجایی تأثیر منفی تکه تکه شدن زیستگاه بر آن‌ها بیشتر از علفخواران است (Zabel & Tschardtke, 1998). همچنین گونه‌های تخصصی مانند انگل‌ها آسیب بیشتری را نسبت به گونه‌های کلی گرا<sup>۲</sup> متحمل می‌شوند چون آن‌ها از زیستگاه‌های زیستگاه‌های ماتریس پیرامونی استفاده بهتری دارند (Steffan-Dewenter & Tschardtke, 2000). توانایی انتشار گونه‌ها حاصل استراتژی‌های تاریخیچه زندگی در پاسخگویی به الگوهای طبیعی سیمای سرزمین، مقیاس، بافت، رژیم آشفتگی<sup>۳</sup> زمانی و مکانی است (Haydon & Pianka, 1999).

Pianka, 1999

جابجایی بین لکه‌ها فقط هنگامی تعیین می‌شود که به آنالیز سیمای سرزمین از دیدگاه گونه‌های منفرد پرداخته شود و اطمینان حاصل نماییم که عناصر سیمای سرزمین که به هر گونه امکان حرکت می‌دهند در آن مقیاس مکانی و الگوی مکانی مورد نیاز، موجود باشند. ماهیت و مقیاس این عناصر به طور قابل ملاحظه‌ای در میان گونه‌ها

<sup>۱</sup> Open Space

<sup>۲</sup> Generalist

<sup>۳</sup> Disturbance Regime

متفاوت است (Kettunen *et al.*, 2007).

## ۲- انواع جابجایی:

جابجایی‌های محلی<sup>۱</sup>: در گستره خانگی یک فرد به منظور دوری از طعمه‌خوار، بهینه کردن

شرایط زندگی انجام می‌شود (Jongman, 2004).

مهاجرت: یک جابجایی منظم فصلی به ویژه در طول مسافت‌های طولانی است

(Jongman, 2004).

انتشار: جابجایی و دور شدن از محل تولد و گروه خانواده به سمت یک مکان زادآوری

جدید (Jongman, 2004). اختلال در انتشار به وسیله تکه تکه شدن علت اصلی نزول تنوع زیستی

به حساب می‌آید (Bailey, 2007).

در مطالعه ای بر روی گونه های بومی جنگل های تکه تکه شده استرالیا براساس داده‌های

موجود حد آستانه میانگین مسافت عبوری از فضای خالی (ماتریس) محاسبه شد. این مقدار ۱۰۶ متر

بود که نشانگر این است که بسیاری از گونه‌ها نمی‌توانند از فضاها با باز به ویژه ماتریس، عبور کنند.

همچنین حد آستانه فاصله بین لکه‌ها برای عبور ۱۱۰۰ متر محاسبه شد که نشانگر این است که

بسیاری از گونه‌ها قادر به انتشار بین لکه‌هایی که بیش از ۱۱۰۰ متر از هم فاصله دارند، حتی با وجود

پیوستگی ساختاری بین لکه‌ها، نیستند (Doerr *et al.*, 2010).

سرعت و مسافتی که ارگانیزم جابجا می‌شود، یک مقیاس<sup>۲</sup> را به محیط تحمیل می‌کند:

---

<sup>۱</sup> Local Movements

<sup>۲</sup> Scale

جانوران خیلی متحرک در مقیاس‌های وسیع‌تری از ناهمگنی نسبت به گونه‌های کم تحرک گنجانده می‌شوند و از این رو محیط را با فیلتر یا دانه‌بندی درشت‌تری درک می‌کنند (Wiens, 1997).  
احتمال مواجه شدن با مرز لکه توسط یک فرد بستگی به جابجایی‌های بین لکه و اندازه لکه و شکل آن است (Wiens, 1997).

عبور فرد از مرز لکه هنگامی که با آن مواجه می‌شود، تابعی از ویژگی خود مرز (تراوایی مرز)<sup>۱</sup> و ویژگی لکه همجوار است (بافت لکه). پس یک رفتار دیگر، یعنی انتخاب لکه یا زیستگاه اهمیت پیدا می‌کند. هزینه‌ها (مثلاً خطر طعمه‌خوار، استرس فیزیولوژیکی) و سود (مثال، پناه، دسترسی به غذا، فرصت جفت‌یابی) ممکن است بین عناصر موزائیک متفاوت باشند و الگوی جابجایی درون و بین لکه‌ها می‌تواند این سود و هزینه‌های نسبی را حداقل تا اندازه‌ای منعکس کند (Wiens, 1997).

### – نقش تراوایی ماتریس بر حفظ پیوستگی سیمای سرزمین

توانایی گونه‌ها در استفاده از ماتریس احاطه شده توسط لکه‌های جنگلی بر بقای آن‌ها در سیمای سرزمین تکه تکه شده تأثیر دارد (Gascon *et al.*, 1999). این واضح است که درک چگونگی تأثیر تکه تکه شدن بر روی گونه‌ها نیازمند به اطلاعات در مورد پاسخ آن‌ها به تمام عناصر سیمای سرزمین یعنی لکه‌های جنگل، جنگل پیوسته باقیمانده و ماتریکس میانی دارد (Malcolm, 1991).  
ماتریس به نظر می‌رسد که در شکل‌گیری پویایی لکه‌ها به چند دلیل با اهمیت باشد:

۱- ماتریس اغلب به عنوان یک غربال انتخاب‌گر<sup>۲</sup> برای جابجایی گونه‌ها در میان سیمای سرزمین عمل می‌کند (نه به عنوان یک مانع صرف). تیپ پوشش گیاهی موجود در ماتریس اندازه

---

<sup>۱</sup> Boundary Permeability

<sup>۲</sup> Selective Filter

روزنه‌های موجود در غربال را برای جابجایی افراد مشخص می‌کند. مثلاً جنگل‌ها با درختان بلند و رشد ثانویه فیلتری با دانه درشت ایجاد می‌کند و اجازه جابجایی بیشتر را به فون می‌دهد. این به دلیل شباهت ساختاری جنگل ثانویه به جنگل اولیه می‌باشد. در حالی که یک مرتع فیلتری با روزنه‌های ریز ایجاد می‌کند که مانع جابجایی زیاد فون می‌شود (Malcolm, 1991).

۲- ماتریس می‌تواند تأثیر مهمی بر پویایی اجتماعات درون لکه‌ای<sup>۱</sup> داشته باشد (Malcolm, 1991). برای مثال گونه‌های مربوط به ماتریس می‌توانند به لکه‌های جنگلی هجوم ببرند و باعث تغییر ترکیب گونه‌ای بعضی گروه‌های تاکسونامیک شوند (Hutchings, 1991).

۳- انواع مختلف ماتریس ممکن است بر اثر حاشیه‌ای لکه اثر بگذارد. اگر ماتریس از نظر ساختاری شبیه زیستگاه اصلی در لکه باشد، اثر حاشیه‌ای کمتر می‌شود (Laurence & Yensen, 1991).

گونه‌هایی که از ماتریس بهره می‌گیرند، در لکه‌ها افزایش می‌یابند یا ثابت می‌مانند. در حالی که آن گونه‌ها که از ماتریس برحذراند، در لکه‌ها نیز کم یا ناپدید می‌شوند. آسیب‌پذیری گونه‌ها به تکه شدن زیستگاه ارتباط مستقیم به توانایی استفاده از زیستگاه‌های تغییر یافته دارد. یعنی گونه‌هایی که زیستگاه‌هایی با بیشترین اختلاف ساختاری نسبت به جنگل اصلی را تحمل می‌کنند، کم‌ترین آسیب‌پذیری را به تکه شدن زیستگاه نشان می‌دهند و برعکس (Gascon *et al.*, 1999). زیرا گونه‌های تحمل‌کننده ماتریس که در لکه‌ها قرار گرفته‌اند، به وسیله کمک‌های ژنتیکی و جمعیتی شناختی مهاجران به درون که از محیط‌های جنگلی یا ماتریس آمده‌اند، تقویت می‌شوند (Brown & Kodric-Brown, 1977). اگر گونه‌های مقاوم به ماتریس ناپدید شوند، احتمال دارد که به وسیله

<sup>۱</sup> within-remnant community dynamics

استقرار دوباره احیا گردند (Gascon *et al.*, 1999).

گونه‌های مقاوم به ماتریس می‌توانند نسبت به اثر حاشیه‌ای در لکه‌ها مقاوم شوند مثلاً Malcolm (1991) دریافت که اجتماعات پستانداران کوچک در ماتریس شباهت بیشتری به اجتماعات موجود در لکه‌های کوچک و شدیداً تحت تأثیر اثر حاشیه‌ای دارند تا به اجتماعات موجود در لکه‌های بزرگتر.

برای پرندگان ساکن لکه‌های جنگلی، عدم توانایی بعضی گونه‌ها برای استفاده از ماتریس عامل اصلی ذکر شده برای نزول جمعیت و انقراض است (Gascon *et al.*, 1999). بسیاری از گونه‌های پرند حساس به تکه تکه شدن ترجیح می‌دهد که از قسمت‌هایی از ماتریس که از نظر ساختاری شبیه به جنگل اولیه است (Gascon *et al.*, 1999)، مکان‌هایی که با شدت کمتری توسط انسان استفاده شده یا در مراحل پیشرفته‌تری از زادآوری است (Silva *et al.*, 1996) یا مکان‌هایی که نزدیکتر به مناطق جنگلی است، استقرار یابند (Tubelis *et al.*, 2004). در عین حال مناطق بازتر ماتریس معمولاً توسط گونه‌های مربوط به قطع یکسره و حاشیه جنگل استفاده می‌شوند (Borges & Stouffer, 1999). استقرار دوباره اجتماعات پرندگان در لکه‌های جنگلی بستگی به نوع زیستگاه ماتریس پیرامون دارد (Stouffer & Bierregaard, 1995).

در مورد ساختار ماتریس هم تراوایی لکه‌ها و هم تراوایی مرزهای بین لکه‌ها نشانگر درجه تأثیر ماتریس روی گونه‌ها است (Stevens *et al.*, 2004). به دلیل این که تغییرات اقلیمی گستره زیستی گونه‌ها را تغییر می‌دهد. تمرکز طرح‌های مدیریتی بر روی زیستگاه‌های ماتریس به نظر می‌رسد که توانایی گونه‌ها را در سازگاری با جابجایی ناشی از تغییرات اقلیم، بهبود بخشد. و بیشتر گونه‌هایی که دارای قدرت انتشار متوسط هستند مثل پستانداران کوچک و متوسط، دوزیستان و

خزندگان و بعضی از بی مهرگان از آن بهره می جویند (Donald & Evans, 2006).

تلاش‌های محافظان محیط زیست باید بر مناطق بین لکه‌های زیستگاهی متمرکز شوند. زیستگاه‌های کافی باید به منظور ایجاد امکان انتشار در سطوح موردنیاز، حمایت و بازسازی شود و فراجمعیت‌ها اثر نجات بخش خود را ایفا کنند (Doerr *et al.*, 2010).

### - اثر حاشیه

تأثیر حاشیه شامل افزایش نرخ طعمه‌خواری و تغییرات خرداقلیم<sup>۱</sup> است که ممکن است باعث کاهش بقا و موفقیت تولیدمثلی شود. تأثیر کوچک شدن لکه‌های زیستگاهی و جمعیت‌های کوچک که توسط لکه لکه شدن ایجاد می‌شود، شامل افزایش درون‌آمیزی، کاهش تنوع ژنتیکی و افزایش آسیب‌پذیری نسبت به وقایع تصادفی است. این تأثیرات ناشی از کم شدن مساحت اگر با تأثیرات جدایی از سایر لکه‌ها همراه باشد، شدت می‌یابد و از این رو احتمال نجات جمعیت یا ژن کاهش می‌یابد یا به صفر می‌رسد چون افراد نمی‌توانند بین لکه‌ها انتشار یابند (Doerr *et al.*, 2010).

حاشیه‌ها می‌توانند به عنوان مخزن مرگ و میر جمعیتی به دلیل حاصلخیزی کم، اثر طعمه‌خواری، پارازیت شدن، ... باشند (Wigley & Roberts, 1997). به زیستگاه‌های حاشیه‌ای تله‌های اکولوژیک<sup>۲</sup> گویند (Harris, 1988).

گذرگاه‌ها می‌توانند باعث بیشینه کردن اثر حاشیه و بهبود جابجایی گونه‌های کلی گرا شوند (Wigley &

Roberts, 1997

چند سؤال مهم در مورد حاشیه برای تحقیقات فعلی و آینده Lidicker & Peterson,

---

<sup>۱</sup> Microclimate

<sup>۲</sup> Ecological Trap

(1999):

۱- اثر حاشیه‌ای تا چه فاصله از حاشیه حس می‌شود؟

۲- آیا حاشیه مانع جابجایی است؟

۳- آیا گذرگاه‌ها باعث افزایش جابجایی می‌شوند یا باعث تشدید اثر حاشیه؟

۴- آیا حاشیه‌ها باعث افزایش احتمال هجوم می‌شوند؟

به تمام این سؤالات باید در سطح جمعیت پاسخ داده شود.

Forman (1995) پنج عملکرد حاشیه را در ارتباط با نقش‌های فعال آن در سیمای سرزمین تکه

تکه شده بیان داشت:

۱- زیستگاه

۲- فیلتر

۳- مجرا

۴- source

۵- sink

سختی<sup>۱</sup> یک حاشیه به طور مستقیم به شباهت دو زیستگاه مجاور ارتباط دارد. مرزهای ملایم<sup>۲</sup>

زیستگاه‌های مجاور شبیه‌تری دارند و مرزهای سخت زیستگاه‌های مجاور با اختلاف زیاد را شامل می

شوند (Kupfer & Malanson, 2003).

---

<sup>۱</sup> Hardness

<sup>۲</sup> Soft Border





## فصل ششم: بررسی تئوری های تاثیر گذار بر بوم شناسی سیمای سرزمین

### ۶-۱-۱- تئوری جزیره بیوجرافیایی:

این تئوری بر بوم شناسی سیمای سرزمین تأثیر بسزایی داشته (Wigley & Roberts, 1997) و بر پایه ارتباط گونه و مساحت زیستگاه است. در این رابطه تعداد گونه‌ها ( $S$ ) به صورت لگاریتمی افزایش می‌یابد (MacArthur & Wilson, 1963):

$$S = bA^k$$

$A$  مساحت نمونه گیری شده و  $b$  و  $k$  ضرایب گونه-ویژه اند که در میان تاکسون های مختلف، متفاوت است.

مک آرتور و ویلسون (۱۹۶۳) یک مدل موازنه را برای بیان تعداد گونه‌های یافت شده در جزیره‌ها با اندازه‌های مختلف و با فواصل مختلف از مناطق منبع بزرگتر ارائه دادند. با توجه به تئوری، تعداد گونه‌ها در یک جزیره تابعی از نرخ استقرار گونه‌های جدید و نرخ انقراض گونه‌های مقیم است. پس یک موازنه بین گونه‌ها اتفاق می‌افتد چون این دو نیروی مخالف به یک تعادل نسبی می‌رسند. اغلب نرخ انقراض در جزیره‌های کوچک بیشترین است و مهاجرت به داخل گونه‌های جدید از مناطق منبع به جزایری که نزدیک‌ترند، بیشتر است.

مفهوم تکه تکه شدن جنگل به طور مستقیم از نظریه جزیره بیوجرافیایی<sup>۱</sup> گرفته شده

است (Wigley & Roberts, 1997).

---

<sup>۱</sup> Island Biogeography Theory

نظریه جزیره بیوجرافیایی بر ارزش وسعت مناطق حفاظت شده تاکید دارد (Laurance, 2008). مناطق حفاظتی بزرگتر احتمالاً بهتر بتوانند اجتماعات توالی را در تمام وسعت خود و پویایی لکه را در اکوسیستم حفظ کنند (Pickett & Thompson, 1978). تئوری جزیره بیوجرافیایی و توسعه مفاهیم سیمای سرزمین نشان می‌دهد که تکه تکه شدن زیستگاه از سه طریق بر جمعیت‌ها اثر می‌گذارد (Doerr *et al.*, 2010):

۱- تأثیر حاشیه

۲- تأثیر مساحت

۳- تأثیر جدایی بین لکه‌ها

اندازه لکه و ارتباط با لکه‌های منفرد در یک سیمای سرزمین بر پویایی جمعیت گونه نیز تاثیر دارد. پویایی جمعیت، به برهم‌کنش بین افراد و جمعیت‌های گونه که دارای جدایی مکانی، اغلب حاصل تکه تکه شدن زیستگاه است، گفته می‌شود. جمعیت کوچک محلی از یک گونه که در لکه‌های منفرد زندگی می‌کند معمولاً نسبت به انقراض به دلیل وقایع تصادفی آسیب پذیر هستند (Kettunen *et al.*, 2007).

۶-۱-۲- بعضی از محدودیت‌های نظریه جزیره بیوجرافیایی (Laurance, 2008):

۱- نادیده گرفتن اثر حاشیه ای:

اثر حاشیه‌ها باعث تغییر بسیاری از ابعاد ساختار، خرداقلیم، پویایی و ترکیب گونه‌ای اکوسیستم‌های تکه تکه شده می‌شود (Wirth *et al.*, 2007) ولی در نظریه جزیره بیوجرافیایی به

آن اشاره نمی شود و زیستمدان فقط تحت تاثیر نیروهای مخالف استقرار یا انقراض هستند (Laurance, 2008). در حالی که تاثیر حاشیه حتماً در لکه‌های جنگل متراکم که خرد اقلیم تاریک و مرطوب در مقابل شرایط خشک و خشن و بادی زیستگاه‌های باز اطراف قرار می‌گیرد، تاثیر مهمی دارد (Harper et al., 2005).

## ۲- نادیده گرفتن اثر ماتریس:

ماتریس بر پیوستگی لکه اثر مهمی دارد (Ricketts, 2001). ماتریس بر ماهیت و شدت اثر حاشیه در لکه‌ها موثر است (Laurance, 2008). ولی نظریه جزیره بیوجرافیایی به آن اشاره نمی کند.

## ۳- هم‌بستگی با مستعد بودن برای انقراض:

مطالعات جزایر اقیانوسی شاید (Laurance, 2008):

الف. اهمیت متحرک بودن در خشکی و تحمل‌پذیری در مقابل زیستگاه تغییر یافته را دست کم بگیرد.

ب. اهمیت نادر بودن، اندازه بدن، وضعیت در زنجیره غذایی را بیش از حد بزرگ جلوه دهد.

## ۴- تغییرات در سطح جامعه:

نظریه جزیره بیوجرافیایی گونه‌ها را به عنوان موجودیت بدون برهم‌کنش بر یکدیگر در نظر می‌گیرد و فرض می‌کند که پاسخ آن‌ها به تکه تکه شدن زیستگاه فقط به وسیله اندازه جمعیت کنترل می‌شود (Harrison & Bruna, 1999). در واقعیت گونه‌ها بر هم از راه‌های بی‌شماری تاثیر می‌گذارند: رقابت، طعمه‌خواری یا پارازیت شدن، بیماری، همزیستی. پیچیدگی در این تقابلات بر بقا و ترکیب اجتماعات گونه‌ها در لکه‌ها تاثیر محسوسی می‌گذارد (Laurance, 2008).

مثلاً اغلب بر اثر تکه تکه شدن زیستگاه، طعمه‌خواران بزرگ از لکه‌های زیستگاهی ناپدید می‌شوند و در غیاب آن‌ها همه‌چیز خواران غیر تخصصی مثل راکون، اپاسوم و بابون حالت انفجارآمیز پیدا می‌کنند که پدیده‌ای به نام آزاد شدن طعمه خواران متوسط<sup>۲</sup> رخ می‌دهد (Terborgh, 1992). این همه‌چیز خوارها تأثیر مهمی بر پرندگان آشیانه‌ای (Crooks & Soule, 1999)، گیاهان دانه درشت (Wright & Duber, 2001) و سایر گونه‌ها دارند. تکه تکه شدن باعث از شکل طبیعی خارج شدن تقابلات رقابتی می‌شود چون در لکه زیستگاهی منابعی مثل فضا، غذا، پناه محدودتر است (Laurance, 2008). تغییرات اکولوژیکی مانند حاشیه (Fagan *et al.*, 1999) و ماتریس (Cantrell *et al.*, 1999) بعضی رقیبان را بیشتر از سایرین مورد حمایت قرار می‌دهند و بنابراین تقابلات رقابتی و بقای گونه‌ها تغییر کند (Laurance, 2008).

کاهش پکاری در لکه‌های آمازون باعث کاهش فراوانی قورباغه‌هایی شده که نیاز به گل و لای پکاری برای زادآوری دارند. همه این تغییرات به طور کلی از دیدگاه نظریه جزیره بیوجرافیایی نادیده گرفته شده است (Zimmerman & Bierregaard, 1986).

##### 5- فرایندهای اکوسیستمی تغییر یافته:

نظریه جزیره بیوجرافیایی فقط به مبحث تنوع گونه‌ای می‌پردازد ولی تکه تکه شدن زیستگاه تأثیر وسیع تری بر اکوسیستم‌ها دارد که باعث تغییر در فرایندهای متنوع مثل پویایی جنگل، چرخه مواد غذایی، ذخیره کربنی و تقابلات جنگل و اقلیم، می‌شود (Laurance, 2008).

مثلاً در سیمای سرزمین جنگلی، تکه تکه شدن زیستگاه باعث افزایش سریع مرگ درختان می‌شود زیرا درختان نزدیک حاشیه معمولاً به تلاطم باد و افزایش خشکی آسیب پذیراند (Harper

---

<sup>۲</sup> Mesopredator Release

(2005, *et al.*). ذخیره کربنی جنگل نیز وقتی بایومس درختان مرده تجزیه می‌شود، کاهش می‌یابد و تبدیل به گاز گلخانه‌ای مثل دی اکسید کربن و متان می‌شود. در جنگل‌های تکه تکه شده در تمام دنیا چندین میلیون تن از انتشارات کربن هر ساله توسط این فرآیند آزاد می‌شود (Laurance *et al.*, 1998).

تکه تکه شدن زیستگاه، رژیم آتش سوزی طبیعی را تغییر می‌دهد. در بعضی موارد آتش سوزی سریعاً کاهش می‌یابد چون آتش در ماتریس پیرامون سرکوب می‌شود و روی ترکیب و ساختار پوشش گیاهی لکه تأثیر طولانی مدت می‌گذارد (Baker, 1994). در سایر موارد، تکه تکه شدن باعث پیشرفت آتش سوزی در اکوسیستم‌های بسیار آسیب پذیر مانند جنگل‌های بارانی استوا در آمازون می‌شود (Gascon *et al.*, 2000).

#### 6- افزایش پویایی:

یک لکه زیستگاهی به دلیل این که منابع کمی دارد ذاتاً به اثرات تصادفی و غیر قابل پیش بینی آسیب پذیر است (Laurance, 2008). فراوانی گونه‌ها در اجتماعات کوچک به شدت در نوسان است به خصوص وقتی مهاجرت کم و آشفتگی فراوان باشد (Hubbell, 2001). اجتماعات جانوران لکه لکه شده اغلب تحت موقعیت های گذرا قرار می‌گیرند که در طبیعت اتفاق نمی‌افتد (Terborgh *et al.*, 2001). این باعث پیچیدگی‌هایی می‌شود. مثلاً کاهش طعمه‌خوار و جمعیت پارازیت و افزایش انفجاری علف‌خواران و گونه‌های کلی گرا (Terborgh *et al.*, 2001). نظریه جزیره بیوجغرافیایی فرض می‌کند که اکوسیستم تکه تکه شده پویاتر از زیستگاه دست نخورده است ولی علت آن را فقط افزایش برگشت پذیری گونه می‌داند. در حالی که پدیده‌های بسیار فراتری موجب بهبود پویایی سیمای سرزمین تکه تکه شده می‌شود حتی به حدی که بعضی لکه‌ها فرا پویا توصیف

#### ۶-۲-۱- نظریه فراجمعیت:

میزانی که الگوهای مکانی بر پویایی و توزیع جمعیت‌ها اثر دارد، یک سؤال کلیدی در اکولوژی است. این سؤال حتی در زمینه تکه تکه شدن زیستگاه، مهم‌تر جلوه می‌کند (Turner, 1989). یک فراجمعیت<sup>۳</sup> در واقع یک سری از جمعیت‌های محلی در یک محیط بزرگتر است که در آن مهاجرت از یک جمعیت محلی به حداقل چند لکه دیگر امکان‌پذیر باشد (Hanski & Simberloff, 1997). فراجمعیت‌ها در یک مقیاس مکانی وجود دارند که در آن افراد می‌توانند گاه و بیگاه بین لکه‌های مختلف پراکنده شوند ولی جابجایی آن‌ها به فراوانی صورت نمی‌گیرد زیرا که لکه‌ها توسط فضای زیاد و قابل توجهی از زیستگاه‌های غیر مطلوب احاطه شده‌اند (Hunter, 2002). نرخ جابجایی متوسط برای جلوگیری از تفاوت‌های ژنتیکی طولانی مدت در میان لکه‌ها معمولاً لازم است. ولی این نرخ باید در هر لکه در حدی باشد که فراجمعیت‌ها از نظر جمعیت شناختی کاملاً مستقل باشند. اگر نرخ تبادل بالا باشد در واقع یک جمعیت موجود است که لکه‌های مختلف را اشغال کرده است. پس باید توجه شود که تمام گونه‌هایی که در لکه‌های زیستگاهی پراکنده شده‌اند از فراجمعیت‌ها تشکیل نشده‌اند (Kettunen et al., 2007). در فراجمعیت‌ها بین انقراض محلی و استقرار دوباره یا بین مخزن و منبع تعادل وجود دارد. اگر نرخ انتشار کاهش یابد، فراجمعیت‌ها تنها زمانی بقا می‌یابند که حداقل بعضی از زیر جمعیت‌ها به عنوان منبع عمل کنند (Doerr et al., 2010).

---

<sup>۳</sup> Metapopulation

در فراجمعیت‌ها انقراض جمعیت یک رویداد برگشت‌پذیر است تا یک رویداد نادر (Hanski, 1998).

فراجمعیت یک واحد جمعیتی در سطح سیمای سرزمین است. پویایی فراجمعیت نتیجه پویایی زیرجمعیت‌ها و شارش انتشار بین لکه‌ای می‌باشد (Opdam, 1991).

مطالعات پیوستگی سیمای سرزمین و پویایی فراجمعیت‌ها و کاربرد آن در مدل‌های استراتژیک ساده سه نتیجه کلی را در مورد پاسخ فراجمعیت به نابودی زیستگاه در بر داشت:

۱- پاسخ فراجمعیت‌ها به نابودی زیستگاه غیر خطی است زیرا پیوستگی زیستگاهی طی یک روش غیر خطی در سناریوهای ساده نابودی زیستگاه از دست رفته است (Andren, 1995).

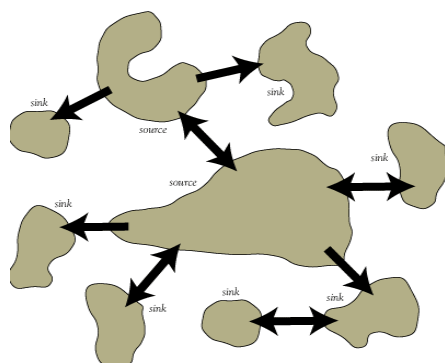
۲- نزول فراجمعیت‌ها در پاسخ به نابودی زیستگاه با یک وقفه زمانی اتفاق می‌افتد (Hanski *et al.*, 1996).

۳- مقدار زیستگاه‌های خالی در سیمای سرزمین قبل از نابودی زیستگاه برابر است با حد آستانه انقراض یعنی کمترین مقدار زیستگاه مورد نیاز برای بقای طولانی مدت (Nee & May, 1992).

فراجمعیت‌ها وقتی ظرفیت استقرار در سیمای سرزمین کمتر از حد آستانه‌ای شود، ناگزیر انقراض می‌یابند ولی به صورت تصادفی نیز حتی در سیمای سرزمینی شامل لکه‌های زیستگاهی بیشتر و پیوسته تر نسبت به وضعیت حد آستانه می‌توانند انقراض یابند (Hanski, 1998). کل مقدار زیستگاه در سیمای سرزمین تکه تکه شده اغلب یک پیش بینی کننده مفید برای بقای طولانی مدت فراجمعیت‌ها می‌باشد

(Wahlberg *et al.*, ۱۹۹۶).

شکل ۲: فراجمعیت ها ترکیبی از جمعیت های sink و source می باشند.



مدیران باید پیام اصلی پویایی فراجمعیت کلاسیک را دریابند: لکه های زیستگاهی که در حال حاضر اشغال نشده است، می تواند برای بقای طولانی مدت فراجمعیت حیاتی باشد. فضا دهی به لکه های زیستگاهی حفاظتی در حالت بهینه باید به اندازه کافی نزدیک باشد تا به فراجمعیت امکان استقرار مجدد بدهد ولی به اندازه کافی از هم دور باشد تا از اثر وقایع تصادفی منطقه ای بکاهد. راه دیگر برای کاهش وقایع تصادفی ایجاد اختلاف مکانی قابل توجه در کیفیت زیستگاهی در میان مناطق حفاظتی است (Hanski, 1996).

باید دانست که تمام گونه های در خطر، ساختار مکانی فراجمعیت ها را ندارد. از نظر منطقه ای بسیاری از زیستگاه ها به قدری تکه تکه شده اند که از جمعیت های جدا انتظار بقای زیاد نمی رود. پس بقای طولانی مدت آن ها فقط از طریق پویایی فراجمعیت ممکن می شود (Hanski, 1996).

پویایی محلی زیر جمعیت ها تحت تأثیر مساحت لکه، کیفیت لکه و هجوم عوامل منفی از ماتریس پیرامون اند. جریان انتشار به آرایش لکه های سیمای سرزمین بستگی دارد: فاصله بین لکه های زیستگاهی و مقدار و ممانعت سیمای سرزمین (Opdam, 1991).

یک منطقه زیستگاهی بزرگ که دارای جمعیت های به اندازه کافی بزرگ هست که از خطر



انقراض به سبب حوادث دموگرافیک تصادفی دور باشد، به عنوان یک مرکز انتشار ثابت عمل می‌کند (Opdam, 1991).

طی زمان یک توزیع پویای مکانی به وسیله تغییر الگوی لکه‌های اشغال شده و نشده دیده می‌شود (Opdam, 1991).

احتمال اشغال شدن لکه‌ها به ویژگی‌های مختلف مکانی مانند اندازه لکه، کیفیت زیستگاه، فاصله تا سایر لکه‌ها و ممانعت توسط ماتریس، وابسته است (Opdam, 1991).

#### ۶-۳- محدودیت‌های تئوری جزیره بیوجغرافیایی و فرا جمعیت:

مقداری که الگوهای مکانی بر پویایی و توزیع جمعیت اثر دارد یک سؤال اساسی در اکولوژی است (Levin, 1992).

تئوری جزیره بیوجغرافیایی (MacArthur & Wilson, 1967) و فرا جمعیت (Levins, 1969) که اساس مفهوم بوم‌شناسی سیمای سرزمین را تشکیل می‌دهند، بر پایه سیمای سرزمین ساده دوتایی<sup>۴</sup> بنا شده‌اند که از جزیره/ لکه زیستگاهی و اقیانوس/ ماتریس ساخته شده‌اند (Betts et al., 2006). این مشکل در موزائیک جنگل که در آن لکه‌های زیستگاهی به ندرت توسط محیط زیست خنثی یا تهدید آمیز احاطه می‌شوند و تمایز در مرزها وابسته به زادآوری جنگل و توالی جنگل متفاوت است، بیشتر احساس می‌شود (Bunnell, 1999).

ضعف دستاوردهایی بر پایه لکه این است که در چگونگی درک و استفاده افراد گونه از سیمای سرزمین ناهمگن در می‌ماند ولی تعیین کیفیت زیستگاه‌های مناسب در مقیاس سیمای سرزمین این

---

<sup>۴</sup> Binary

امکان را می‌دهد که این ضعف جبران شود (Ricketts, 2001).

بعضی از تأثیرات ساختار مکانی سیمای سرزمین بر فراجمعیت‌ها به روشنی از طریق مدل‌های

فراجمعیت نمی‌تواند مورد مطالعه قرار گیرد زیرا (Wiens, 1997):

۱- آن مدل‌ها تأثیر عناصر همسایه را بر ویژگی و پویایی یک لکه خاص (زیستگاه)، در نظر

نمی‌گیرند.

۲- آن‌ها نمی‌توانند تأثیر مرزها را بر جابجایی زیست‌مندان و فرآیندهای بین و درون عناصر ارزیابی

کنند.

۳- آن‌ها نمی‌توانند تأثیر نوسانات مکانی و زمانی کیفیت عناصر بر پویایی جمعیت را در نظر

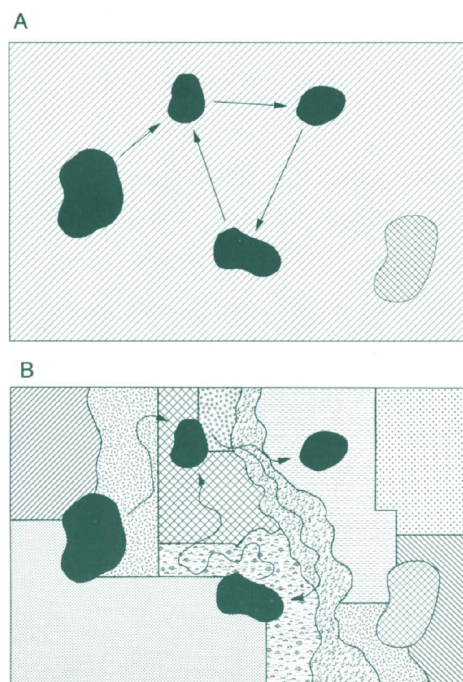
گیرند.

شکل ۳: الف. فراجمعیت در تئوری: ماتریس در جابجایی بین لکه‌ای تأثیر ندارد ولی فاصله لکه

ها و چیدمان آن‌ها می‌تواند بر آن تأثیر داشته باشد.

ب. فراجمعیت در واقعیت: ماتریس موزائیکی از لکه‌ها و گذرگاه‌های مختلف است و

مسیرهای جابجایی و احتمال رسیدن افراد به لکه ها تحت تاثیر آرایش مکانی سیمای سرزمین قرار می گیرد (Wiens, 1997).



پس استفاده از مدل های جمعیت مکانی روشن<sup>۵</sup> (SEPM) به ما امکان ملاحظه ناهمگنی مکانی را در تمام وسعت و پیچیدگی اش می دهد. مدل های زیستگاهی مکانی<sup>۶</sup> امکان تعیین ساختار سیمای سرزمین (لکه، زمینه و حاشیه) را از دیدگاه ارگانیزم منفرد، می دهد (Moilanen & Hanski, 1998).

مدل دینامیکی source-sink یکی از نسخه های اصلاح شده مدل پویایی فراجمعیت است که

<sup>۵</sup> Spetial Explicit Population Models

<sup>۶</sup> Spetial Habitat Models

زیر جمعیت‌هایی که در زیستگاه‌های مختلف زندگی می‌کنند را دارای نرخ جمعیت‌شناسی متفاوت در نظر می‌گیرد. یک زیستگاه source (منبع) جمعیتی است که در آن نرخ تولد بیشتر از نرخ مرگ و میر است و مهاجرت به درون بیشتر از مهاجرت به بیرون است. برعکس sink (مخزن)، زیستگاهی است که در آن مهاجرت به بیرون بیشتر از مهاجرت به درون است. (Pulliam, 1996). در مخزن‌ها که نرخ مرگ و میر بیشتر از تولد است، پویایی sink-source شامل مواردی می‌شود که در آن جمعیت‌های منبع به حفظ جمعیت‌های مخزن کمک می‌کنند (تأثیر نجات‌بخش). پس فاصله تا جمعیت منبع مهم است. در نبود مهاجرت به داخل جمعیت sink ناپدید می‌شود. آنالیز sink-source نیز اختلاف کیفیت ماتریس زیستگاهی بین لکه‌های مطلوب را برای فیلتر کردن گونه‌ها، در نظر نمی‌گیرد (Kupfer et al., 2003).

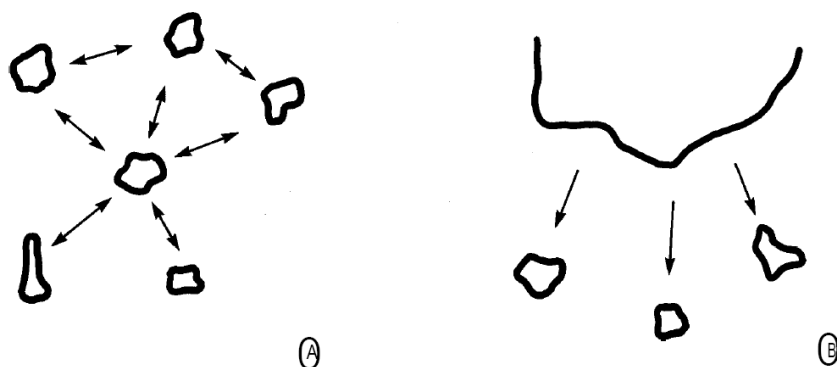
#### ۶-۴- تفاوت‌های نظریه جزیره بیوجرافیایی و فراجمعیت:

گرچه نظریه جزیره بیوجرافیایی و فراجمعیت هر دو با انقراض و استقرار در ارتباط‌اند، ولی دارای تفاوت‌هایی هستند. در تئوری جزیره بیوجرافیایی، استقرارکنندگان از یک سرزمین اصلی می‌آیند که از انقراض در امان است و انقراض فقط در جزایر زیستگاهی اتفاق می‌افتد. ولی در نظریه فراجمعیت زیستمدان استقرار یافته از یک سری جمعیت‌های محلی که فراجمعیت را می‌سازند، می‌آیند و چون خود فراجمعیت نیز می‌تواند منقرض شود، انتشار موفقیت‌آمیز برای بقای فراجمعیت حیاتی است (Wigley & Roberts, 1997).

شکل ۴: ارتباط ها بین لکه های زیستگاهی: الف. تمام لکه ها تقریباً هم اندازه اند و می توانند بر

اثر انقراض محلی، خالی از سکنه گردند. ب. یک لکه بزرگ به عنوان منبع مداوم انتشار کنندگان عمل

می کند و زیرجمعت های موجود در لکه های کوچک را حمایت می کند (Opdam, 1991).



#### ۶-۵- مقایسه دستاوردهای فراجمعیت و سیمای سرزمین برای مطالعه پویایی جمعیت:

در دهه های اخیر به کاربرد ساختار مکانی و پویایی مکانی در زیست شناسی جمعیت توجه

فراوانی شده است. ماهیت اکولوژی مکانی این است که ساختار مکانی حاصل از برهم کنش

اکولوژیکی بر جمعیت ها، نرخ تولد و مرگ و میر، رقابت و طعمه خواری تأثیر می گذارد. نابودی

سریع زیستگاه های طبیعی اهمیت مدل های اکولوژیک مکانی را پررنگتر می کند (Hanski, 1998).

در این جا سه دستاورد اکولوژی مکانی در مقیاس بزرگ را باید از هم تشخیص

دهیم (Hanski, 1998):

اکولوژیست‌های نظری<sup>۷</sup> به دنبال مدل‌هایی‌اند که افرادی را با تقابلات و تأثیرات محلی نمایش می‌دهد که دارای دامنه جابجایی محدودی در یک فضای یکنواخت هستند (Tilman & Kareiva, 1997) و نشان می‌دهد که چگونه فرایندهای پویایی جمعیت می‌تواند پویایی پیچیده و الگوهای مکانی را بدون در نظر گرفتن ناهمگنی محیط زیستی به وجود آورد (Hanski, 1998). برعکس آن بوم‌شناسان سیمای سرزمین تمرکزشان بر این است که ساختارهای فیزیکی خیلی پیچیده و جابجایی افراد و منابع در آن‌ها را در محیط واقعی توصیف کنند (Wiens, 1997). پس تحقیقات اکولوژیست‌های نظری نمی‌تواند مدل‌های پیش‌بینی را آزمایش کند. در حالی که بوم‌شناسی سیمای سرزمین فاقد یک چارچوب نظری متقاعدکننده است (Hanski, 1998).

سومین دستاورد که اکولوژی فراجمعیت است می‌خواهد یک مصالحه بین دو دستاورد دیگر برقرار کند. در این دستاورد سیمای سرزمین از یک شبکه لکه‌های زیستگاهی مطلوب (لکه‌ها) که در آن گونه‌ها در جمعیت‌های محلی جدا از هم واقع شده‌اند و به وسیله مهاجرت به هم ارتباط پیدا می‌کنند، تشکیل شده است. بسیاری از گونه‌ها در این چنین لکه‌های زیستگاهی محدودی زندگی می‌کنند مثل برکه‌ها و جنگل‌ها در سیمای سرزمین کشاورزی و ... (Hanski, 1998).

## **- شناسایی اقدامات مربوط به ایجاد پیوستگی برای گونه‌ها و زیستگاه‌هایی که در خطر**

### **تکه تکه شدن هستند**

باید دانست که پیوستگی عملکردی یک ویژگی مرتبط با گونه و سیمای سرزمین خاص

---

<sup>۷</sup> Theoretical Ecologist

است (Taylor et al., 2006) زیرا که پیوستگی عملکردی به توزیع مکانی آن گونه، پویایی جمعیت آن، توانایی جابجایی، انتشار و استقرار بستگی دارد. ویژگی جابجایی با توجه به ساختار لکه‌های زیستگاهی و ویژگی‌های اطراف ماتریس سیمای سرزمین فرق دارد (Kettunen et al., 2007).

به دلیل این که پیوستگی عملکردی گونه-ویژه است، اقدامات معمول ایجاد پیوستگی مثل پیوند فیزیکی لکه‌های زیستگاهی به وسیله گذرگاه زیستگاهی ممکن است تأثیر و کارایی لازم را نداشته باشد. مثلاً بعضی از لکه‌های به ظاهر جدا از هم می‌توانند از نظر عملکردی به هم مرتبط باشند و قسمتی از یک شبکه زیستگاهی برای گونه‌هایی که می‌توانند از ماتریس بین لکه‌ها عبور کنند، باشند. در این صورت اقدام به ایجاد ارتباط جدید ضرورت ندارد و در واقع زیانبار است مثلاً به دلیل افزایش دسترسی طعمه‌خوار به لکه‌های زیستگاهی. همان طور که نوس و دالی (۲۰۰۶) اشاره کردند، اگر گذرگاه‌ها در مکان‌های نامناسب ایجاد یا حمایت شوند و اثربخش نبودن آن‌ها تأیید شود، ممکن است جمعیت‌ها به صورت محلی انقراض یابند، سرمایه‌ها حرام شود و حافظان محیط زیست اعتبار خود را از دست دهند (Kettunen et al., 2007).

در عمل فراهم آوردن پیوستگی لازم برای این گونه‌ها و زیستگاه‌ها می‌تواند سودهای حاصل از پیوستگی را برای دامنه وسیعی از اکوسیستم‌ها و گونه‌ها فراهم کند (Kettunen et al., 2007). پیوستگی عملکردی زیستگاه‌ها می‌تواند با استفاده از دستاوردهای کمترین هزینه<sup>۸</sup> از طریق استفاده از گونه‌های قانونی<sup>۹</sup> در هر تیپ زیستگاهی که نماینده هزینه‌های جابجایی باشد، انجام شود (Lambeck, 1997).

---

<sup>۸</sup> Least Cost Approach

<sup>۹</sup> Focal Species Approach

## – دستاورد گونه کانونی:

یک دستاورد در استفاده از مدل‌ها برای تعیین شبکه زیستگاهی، شناسایی گونه کانونی است. مدل گونه کانونی از شاخص‌هایی بر پایه تهدید استفاده می‌کند که بر پایه نیازهای زیستگاهی گونه‌های حساس به تکه تکه شدن زیستگاه است. در یک زیستگاه خاص نیازهای گونه کانونی خط مش‌های مدیریت را برای بنای دوباره سیمای سرزمین تکه تکه شده فراهم می‌کند (Lambeck, 1997). در واقع سیمای سرزمین که بر پایه پاسخ به نیازهای نیازمندترین گونه طراحی شده است، نیازهای سایر گونه‌ها را که مورد تهدید مشابهی هستند، در بر می‌گیرد (Bani *et al.*, 2002). برای گونه‌هایی که حساسیت‌های متفاوتی به تهدید نشان می‌دهند، یک فرم سلسله مراتب تو در تو<sup>۱۰</sup> در رابطه با آن تهدید فرض می‌شود (Freudenberger & Brooker, 2004). پس فرض می‌شود که نیازمندی‌های حساس‌ترین گونه مانند چتری شامل نیازهای گونه‌ها با حساسیت کمتر نیز می‌شود (Simberloff, 1998). ولی تقابلات بین دامنه تهدیدها پاسخ گونه را مبهم می‌کند و ارتباط با سلسله مراتب تو در تو را در هم می‌ریزد. این فرض به ندرت در میان گونه‌ها آزمون شده است (Jeanneret *et al.*, 2003). پس نیاز به ارزیابی تمام تهدیدهای اعمال شده در مقیاس سیمای سرزمین و ارزیابی چگونگی پاسخ گستره وسیعی از گونه‌ها به این تهدیدها می‌باشد (Freudenberger & Brooker, 2004) و نیاز به داده‌های وسیع برای ارزیابی تمام گونه‌ها به عنوان یک مانع برای توسعه بیشتر این دستاورد عمل می‌کند (Lindenmayer *et al.*, 2002). اولین اقدام حفاظتی برای هر لکه زیستگاهی باید در ارتباط با بهبود کیفیت زیستگاه فعلی و

---

<sup>۱۰</sup> Nested Hierarchy



زیستایی جمعیت گونه‌ها باشد. این امر ممکن است نیاز به افزایش پیوستگی را کاهش دهد. به طور کلی افزایش مساحت لکه‌های زیستگاهی کوچک ممکن است باعث افزایش اندازه جمعیت و از این رو کاهش خطر انقراض تصادفی و سایر تهدیدهای مربوط به جمعیت‌های کوچک شود. این جمعیت‌ها به پیوستگی عملکردی کمتر وابسته‌اند و در مقابل تکه تکه شدن زیستگاه، انعطاف بیشتری نشان می‌دهند. به طور مشابه، بهبود کیفیت زیستگاه ممکن است باعث افزایش نرخ بقا و موفقیت تولیدمثلی شود به طوری که جمعیت‌های مخزن که وابسته به مهاجرت به درون از جانب جمعیت‌های منبع هستند، خود تبدیل به جمعیت‌های منبع می‌شوند (Kettunen et al., 2007).

\_اقداماتی که برای افزایش کیفیت لکه‌های زیستگاهی موجود باید صورت گیرد شامل ( )

**Kettunen et al., 2007**

- افزایش اندازه مناطق هسته یا آمیختن مناطق هسته با زیستگاه‌های با کیفیت به منظور افزایش اندازه جمعیت و ناهمگنی زیستگاه.
- بهبود مدیریت گونه و زیستگاه در مناطق هسته.
- کاهش فشارهای زیست محیطی در مناطق هسته (آشفتگی یا آلودگی) از طریق تنظیم اقدامات مدیریت سرزمین در مناطق سپر و در صورت لزوم در مناطق فراتر از سپر.

اثربخشی و کارایی ساختارهای ارتباط دهنده با توجه به گونه، زیستگاه هدف، آرایش فضایی موجود در سیمای سرزمین متفاوت است. (شامل توزیع مکانی و کیفیت لکه‌های زیستگاهی، ویژگی‌های ماتریس پیرامون و امکان حضور موانعی برای جابه‌جایی) مثلاً بعضی از گونه‌های جنگلی

از گذرگاه های جنگلی باریک به دلیل آن که زیستگاه های حاشیه ای در آن چیره شده اند، استفاده نمی کنند و از آن اجتناب می کنند. با این وجود آنها شاید بتوانند از جاباهای بزرگ که در فاصله مسیر انتشار آنها قرار دارد، استفاده کنند. سایر گونه ها شاید از اقدامات در مقیاس بزرگتر که هدف آن افزایش تراوایی زیستگاه ماتریس است سود جویند. این اقدامات شامل کاهش شدت فعالیت های کشاورزی (استفاده از کود و آفت کش)، تعداد طعمه خوار و آلودگی آب، می باشد (Kettunen *et al.*, 2007).

## نتیجه گیری :

- ۱- مورد هدف قرار دادن گونه ها و زیستگاه هایی که مورد توجه مجمع هستند و می دانیم یا احتمال می دهیم که در خطر زیادی از طرف تکه تکه شدن زیستگاه قرار دارند.
- ۲- ارزیابی پیوستگی عملکردی بر پایه بهترین اطلاعات موجود به همراه مطالعات علمی فراوان و در صورت لزوم مدل سازی مدل های پیوستگی عملکردی بر پایه داده های تجربی و ویژگی های سیمای سرزمین از جمله قابلیت گونه برای حرکت در میان آن، باشد.

۳- ایجاد پیوستگی بخشی از اقدامات ممکن است و نمی‌تواند جایگزین حفاظت از مساحت زیستگاه هسته باشد. پس ساختارهای ارتباط دهنده مانند گذرگاه‌ها باید مکمل حفاظت از مناطق هسته باشند.

۴- در ابتدا به دنبال چاره‌ای برای بهبود کیفیت زیستگاه موجود و زیستایی جمعیت‌های گونه باشیم. این امر نیاز به افزایش پیوستگی را کاهش می‌دهد و باعث افزایش مهاجرت به بیرون و حمایت فراجمعیت‌ها می‌شود.

۵- به دقت مقدار مناسب پیوستگی عملکردی را تعیین کنیم و فقط در صورت لزوم آن را افزایش دهیم. کارایی و تأثیر ساختارهای ارتباط دهنده با توجه به گونه، زیستگاه هدف و آرایش فضایی سیمای سرزمین متفاوت است.

۶- با استفاده از لایه‌های سامانه‌های اطلاعات جغرافیایی (GIS) و روی هم‌گذاری آن‌ها، اقدامات لازم را مشخص نماییم و نیازمندی‌های مغایر را حل و فصل کنیم. گرچه اقدامات پیوستگی باید در ابتدا بر اساس گونه و مکان ویژه گونه طرح‌ریزی شوند ولی این اقدامات باید با هم ادغام شوند مثلاً از طریق تلفیق با شبکه اکولوژیکی.

سرانجام به این نتیجه می‌رسیم که این باور که مشکلات حفاظتی با احداث مناطق حفاظتی و در نظر نگرفتن پیرامون آن حل می‌شود، اشتباه است. باید به جای مدیریت منطقه حفاظت شده به مدیریت موزائیک پردازیم یعنی مناطق حفاظت شده را در کنار مناطقی که دارای استفاده انسانی مختلف است، در نظر گرفت (Wiens, 1997).

و برای یک مدیریت موزائیک مناسب لازم است که به تمام عوارض سیمای سرزمین و چگونگی تقابلات آن ها توجه داشته باشد، تا سرنوشت جمعیت های محلی را تعیین کند. در لکه های زیستگاهی به در نظر می رسد که راه اصلی رسیدن به این هدف در درک چگونگی تأثیر ساختار سیمای سرزمین بر الگوهای جابجایی درون و بین لکه ها باشد.

## پیشنهادهات:

برخی پیشنهادهات برای بهبود پیوستگی عملکردی در محیط‌های وسیع که اصولاً شامل افزایش

پایداری مدیریت زیستگاه‌ها می‌شود شامل:

۱- کاهش استفاده از کود و آفت‌کش به وسیله بهبود مدیریت یکپارچه کشاورزی و اقدامات

محیط زیست کشاورزی و کشاورزی ارگانیک.

۲- حفظ لکه‌هایی که دارای زیستگاه‌های نیمه طبیعی اند. (مانند چمنزارهای نیمه طبیعی و

درختان در زیستگاه‌های کشاورزی و خشکه‌دار و لکه‌های زمین باطلاقی در جنگل)

۳- بهبود مدیریت عناصر ارتباط دهنده که دوستدار حیات وحش است مانند ردیف‌های پرچین و

بدنه‌های آبی به منظور بهبود تراوایی کلی سیمای سرزمین.

۴- شناسایی مناطق اولویت‌دار ماتریس برای بازسازی و استقرار مجدد به منظور افزایش تراوایی

سیمای سرزمین برای جابجایی گونه‌ها.

۵- شناسایی گونه‌هایی که بیشترین نیاز را برای ترمیم ماتریس و منابع موجود در آن دارند.

۶- شناسایی گزینه‌هایی برای اصلاح طرح‌های محیط زیست کشاورزی تا مکانیزم‌هایی برای

بهبود پیوستگی بین زیستگاه‌های کشاورزی و غیر کشاورزی ایجاد شود.

۷- اجرای دستاوردهای مدیریت پایدار جنگل تا ماتریس محیط ملایم‌تر و آمیخته مناسبی از

جنگل‌های به شدت مدیریت شده، نیمه طبیعی و طبیعی باشد.

## منابع:

- Addicott, J.F., Aho, J.M., Antolin, M.F., Padilla, D.K., Richardson, J.S. and Soluk, D.A. 1987. Ecological neighborhoods: scaling environmental patterns. *Oikos* 49: 340-346.
- André'n, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355-366.
- André'n, H. in *Mosaic Landscapes and Ecological Processes* (eds Hansson, L., Fahrig, L. & Merriam, G.) 225-255 (Chapman & Hall, London, 1995).63.
- André'n, H. 1999. Habitat fragmentation, the random sample hypothesis and critical thresholds. *Oikos* 84:306-308.
- Armstrong, D. P. 1995. Effects of familiarity on the outcome of translocations. II. A test using New Zealand robins. *Biological Conservation* 71:281-288.
- Bailey, S. 2007. Increasing connectivity in fragmented landscapes: An investigation of evidence for biodiversity gain in woodlands. *Forest Ecology and Management* 238:7-23
- Baker, W.L., 1994. Restoration of landscape structure altered by fire suppression. *Conserv. Biol.* 8, 763-769.
- Bani, L., Baietto, M., Bottoni, L., Massa, R., 2002. The use of focal species in designing a habitat network for a lowland area in Lombardy, Italy. *Conserv.Biol.* 16, 826-831.
- Barnes, T.G. 2000. *Landscape Ecology and Ecosystems Management*. Agric. Exten. Serv. Publ. FOR 76.
- Barrett, G.W. and Peles, J.D. 1999. Small mammal ecology: a landscape perspective. Pp. 1-10 In: Barrett, G.W. and Peles, J.D. (eds.), *Landscape Ecology of Small Mammals*, Springer-Verlag, New York.
- Bélisle, M. and A. Desrochers. 2002. Gap-crossing decisions by forest birds: an empirical basis for parameterizing spatially-explicit, individual-based models. *Landscape Ecology* 17: 219-231.
- Bennett, G. & K. J. Mulongoy. 2006. Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones. Convention on Biological Diversity, Montreal, Canada.
- Berry, P.M., Dawson, T.P., Harrison, P.A., Pearson, G., 2002. Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope of species in Britain and Ireland. *Global Ecol. Biogeogr.* 11, 453-462.
- Betts, M.G., Forbes, G.J., Diamond, A.W., and Taylor, P.D. 2006. Independent effects of habitat amount and fragmentation on songbirds in a forest mosaic. *Ecological Applications* 16: 1076-1089.
- Borges, S., Stouffer, P.C., 1999. Bird communities in two types of anthropogenic successional vegetation in central Amazonia. *Condor* 101, 529-536.
- Boutin, S. and Hebert, D. 2002. Landscape ecology and forest management: developing an effective partnership. *Ecological Applications* 12: 390-397.
- Brown, J.H., Kodric-Brown, A., 1977. Turnover rates in insular bio-geography: Effect of immigration on extinction. *Ecology* 58, 445-449.
- Buckley, P., Ito, S., McLachlan, S., 2002. Temperate woodlands. In: Perrow, M.R., Davy, A.J. (Eds.), *Handbook of Ecological Restoration*, vol. 2. Restoration in Practice, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 503-538.

- Bunnell, F. L. 1999. What is a habitat island? Pages 1–31 in J. A. Rochelle, L. A. Lehmann, and J. Wisniewski, editors. Forest fragmentation : wildlife and management implications. Brill Academic, Leiden, The Netherlands.
- Cantrell, R.S., Cosner, C., Fagan, W.F., 1999. Competitive reversals inside ecological reserves: the role of external habitat degradation. *J. Math. Biol.* 37, 491–533.
- Castellón T.D. & Seiving, K.E.. 2005 An Experimental Test of Matrix Permeability and Corridor Use by an Endemic Understory Bird. *Conservation Biology* 20, No. 1, 135–145.
- Chalfoun A.D., F.R. Thompson and M.J. Ratnaswamy. 2002. Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conservation Biology* 16:306-18 Cooper, C.B., J.R. Walters and J. Priddy. 2002.
- Crooks, R. K., & Sanjayan, M. 2006. Connectivity conservation: maintaining connections for nature. Pages 1-19 in R. K. Crooks, and M. Sanjayan, editors. *Connectivity conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Crooks, K.R., Soule', M.E., 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400, 563–566.
- Dale, V. H., S. M. Pearson, H. L. Offerman, and R. V. O'Neill. 1994. Relating patterns of land-use change to faunal biodiversity in the central Amazon. *Conservation Biology* 8: 1027-1036.
- Dennis, R. L. H., Shreeve, T. G. & Van Dyck, H. 2003. Towards a functional resourcebased concept for habitat: a butterfly biology viewpoint. *Oikos* 102: 417 /426.
- Doerr, V.A.J., Doerr, E.D., and Davies, M.J. 2010. Does structural connectivity facilitate dispersal of native species in Australia's fragmented terrestrial landscapes? *Systematic Review* No. 44, Collaboration for Environmental Evidence.
- Donald, P. F. & Evans, A.D. 2006. Habitat connectivity and matrix restoration : the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of applied ecology* 43(2), 209-218.
- Dunning, J.B., Danielson, B.J., Pulliam, H.R., 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65, 169–175.
- Ewers, R.M. & Didham, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81: 117-142.
- Fagan, W.F., Cantrell, R.S., Cosner, C., 1999. How habitat edges change species interactions. *Am. Nat.* 153, 165–182.
- Fahrig L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on species extinction. *Journal of Wildlife Management* 61:603-10.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34:487-515.
- Forman, R.T.T. and Godron. M.. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley, New York, 619 pp.
- Forman, R.T.T. 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge Univ. Press.
- Forman, R.T.T., 1997. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Franklin, J.F. and Forman, R.T.T. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape Ecology* 1: 5-18.

- Freudenberger, D., Brooker, L., 2004. Development of the focal species approach for biodiversity conservation I the Temperate agricultural zones of Australia. *Biodivers. Conserv.* 13, 253–274.
- Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierregaard Jr., R.O., Malcolm, J.R., Stouffer, P.C., Vasconcelos, H.L., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M., Borges, S., 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91, 223–229.
- Gascon, C., Williamson, G.B., Fonseca, G., 2000. Receding edges and vanishing reserves. *Science* 288, 1356–1358.
- Goodwin B.J. & Fahrig, L. 2002. Effect of landscape structure on the movement behaviour of a specialized goldenrod beetle, *Trirhabda borealis* Can. J. Zool. 80: 24–35.
- Gustafson, E. J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is state of the art? *Ecosystems* 1: 143–156.
- Haila, J. 1986. North European land birds in forest fragments: evidence for area effects. Pages 315–319 in J. Verner, M.L. Morrison, and C. J. Ralph, editors. *Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, USA.
- Hansen, A. J., and D. L. Urban. 1992. Avian response to landscape pattern: the role of species' life histories. *Landscape Ecology* 7: 163–180. Hanski, I. 1999.
- Hanski, I., Moilanen, A. & Gyllenberg, M. Minimum viable metapopulation size. *Am. Nat.* 147, 527±541 (1996).
27. Chesson, P. in *Modeling Spatiotemporal*.
- Hanski, I. & Simberloff, D. (1997) The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. *Metapopulation ecology — ecology, genetics and evolution* (ed. By I. Hanski and M. E. Gilpin), pp. 5–26. Academic Press, San Diego.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396:41–49.
- Harper, K.A., Macdonald, S.E., Burton, P.J., Chen, J., Broszofke, K.D., Saunders, S.C., Euskirchen, E.S., Roberts, D., Jaiteh, M.S., Esseen, P.-A., 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conserv. Biol.* 19, 768–782.
- Harris, L.D., 1988. Edge effects and conservation of biotic diversity. *Conserv. Biol.*, 2: 330–332.
- Harris, R.J., Reid, J.M., 2002. Behavioural barriers to non-migratory movements in birds. *Annales Zoologici Fennici* 39, 275–290.
- Harrison, S., Bruna, E., 1999. Habitat fragmentation and largescale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22, 225–232.
- Haydon, D. T. and E. R. Pianka. 1999. Metapopulation theory, landscape models, and species diversity. *EcoScience* 6: 316–328.
- Henle, K., Lindenmayer, D. B., Margules, C. R., Saunders, D. A. & Wissel, C. 2004. Species survival in fragmented landscapes: where are we now? *Biodiversity and Conservation* 13:1–8.



- Hill, M.O., Carey, P.D., Eversham, B.C., Arnold, H.R., Preston, C.D., Telfer, M.G., Brown, N.J., Beitch, N., Welch, R.C., Elmes, G.W., Buse, H., 1994. The role of corridors, stepping-stones, and islands for species conservation in a changing climate. English Nature Research Report No. 75, Peterborough.
- Hinsley, S.A., Rothery, P., Bellamy, P.E., 1999. Influence of woodland area on breeding success in Great Tits (*Parus major*) and Blue Tits (*Parus caeruleus*). *Journal of Avian Biology* 30, 271–281.
- Hinsley, S.A., 2000. The cost of multiple patch use in birds. *Landscape Ecology* 15, 765–775.
- Hinsley, S.A., Bellamy, P.E., 2000. The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review. *J. Environ. Manage.* 60, 33–49.
- Holt, R.D., Keitt, T.H., 2000. Alternative causes for range limits: a metapopulation perspective. *Ecol. Lett.* 3, 41–47.
- Honnay, O & Jacquemyn, H. 2007. Susceptibility of Common and Rare Plant Species to the Genetic Consequences of Habitat Fragmentation. *Conservation Biology* 21 (3), 823–831.
- Hubbell, S.P., 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Hutchings, R., 1991. The dynamics of three communities of *Papilio-noidea* (Lepidoptera: Insecta) in forest fragments in central Amazonia. M.Sc. thesis, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia, Manaus, Brazil.
- Hunter, M. L. Jr. 2002. *Fundamentals of Conservation Biology*, Second edition, Blackwell Science.
- Jeanneret, Ph., Schuppach, B., Pfiffner, L., Walter, Th., 2003. Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes. *Landscape Ecol.* 18, 253–263.
- Johnson, W.C. and S.K. Collinge. 2004. Landscape effects on black-tailed prairie dog colonies. *Biological Conservation* 115: 487–497.
- Jongman, R.H.G., 2004. The concept and context of ecological networks. In: Jongman, R., Pungetti, G. (Eds.), *Ecological Networks and Greenways: Concepts, Design and Implementation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 7–33.
- Jonsen, I.D. & P.D. Taylor. 2000. Landscape structure and fine-scale movements of Calopterygid damselflies. *Oikos* 88: 553–562.
- Jonsen ID, R. A. Myers and J.M. Flemming. 2003. Meta-analysis of animal movement using state-space models. *Ecology* 84: 3055–3063.
- Kettunen, M, Terry, A., Tucker, G. & Jones A. 2007. Guidance on the maintenance of landscape features of major importance for wild flora and fauna - Guidance on the implementation of Article 3 of the Birds Directive (79/409/EEC) and Article 10 of the Habitats Directive (92/43/EEC). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, 114 pp. & Annexes.
- Kupfer, J.A., Malanson, G.P. and Franklin, S.B. 2003. *Identifying the biodiversity research needs related to forest fragmentation*. National Commission for Science on Sustainable Forestry, Washington, DC. 218 pp. (revised, 2/2004)
- Lambeck, R. J. 1997. Focal species: A multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11:849–856.
- Laurance, W.F., Yensen, E., 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55, 77±92.

- Laurance, W.F., Laurance, S.G., Delamonica, P., 1998. Tropical forest fragmentation and greenhouse gas emissions. *For. Ecol. Manage.* 110, 173–180.
- Laurance, W.F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Conserv. Biol.* 141, 1731–1734.
- Levin, S. A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73:1943–1967.
- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15:237–240.
- Lidicker, W.Z. and Peterson, J.A. 1999. Responses of small mammals to habitat edges. Pp. 211- 228 In: Barrett, G.W. and Peles, J.D. (eds.), *Landscape Ecology of Small Mammals*. Springer-Verlag, New York.
- Lindenmayer, D.B., Manning, A.D., Smith, P., Possingham, I., Fisher, H.P., Oliver, J.I., 2002. The focal species approach and landscape restoration: a critique. *Conserv. Biol.* 16, 338–345.
- MacArthur, R.H. and Wilson. E.O., 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*, 17: 373-387.
- MacArthur, R. H., and E. O. Wilson 1967. *The theory of island biogeography*. Princetown University Press, Princetown, New Jersey, USA.
- Malcolm, J. R., 1991. The small mammals of Amazonian forest fragments: Pattern and process. Ph.D. thesis, University of Florida, Gainesville.
- McCauley, D.E., Richards, C.M., Emery, S.N., Smith, R.A., McGlothin, J.W., 2001. The interaction of genetic and demographic processes in metapopulations: a case study of *Silene alba*. In: Silvertown, J., Antonovics, J. (Eds.), *Integrating Ecology and Evolution in a Spatial Context*. Blackwell Publishing, Oxford, UK, pp. 177–196.
- Merriam, G. 1991. Corridors and connectivity: animal populations in heterogenous environments. Pages 133-142 in D. A. Saunders and R. J. Hobbs, editors. *Nature conservation 2: the role of corridors*. Surrey Beatty, Chipping Norton, Australia.
- Moilanen, A., and I. Hanski. 1998. Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and landscape structure. *Ecology* 79:2503–2515.
- Munica, L. & M. B. Dale, 1989. *Numerical Syntaxonomy*. W.Junk. The Hague.
- Nee, S. & May, R. M. Dynamics of metapopulations: Habitat destruction and competitive coexistence. *J. Anim. Ecol.* 61, 37±40 (1992).
- Nonacs, P., 2001. State-dependent behaviour and the Marginal Value Theorem. *Behavioural Ecology* 12, 71–83.
- Noss, R.F., 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *Bioscience* 33, 700–706.
- Noss, R. F., & Daly, K. M. 2006. Incorporating connectivity into broad-scale conservation planning. Pages 587-619 in M. Sanjayan, editor. *Connectivity conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.

- O'Donnell, C. F. J. 1991. Application of the wildlife corridors concept to temperate rainforest sites, North Westland, New Zealand. Pages 85-98 in D. A. Saunders and R. J. Hobbs, editors. *Nature conservation 2: the role of corridors*. Surrey Beatty, Chipping Norton, Australia.
- Opdam, P., 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecology* 5, 93-106.
- Pearson, S. M., M. G. Turner, R. H. Gardner, and R. V. O'Neill. 1996. An organism-based perspective of habitat fragmentation. Pp. 77-95 in *Biodiversity in managed landscapes: theory and practice* (R. C. Szaro and D. W. Johnston, Editors). Oxford University Press, UK.
- Pickett, S.T.A., Thompson, J.N., 1978. Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biol. Conserv.* 13, 27-37.
- Pulliam, H.R. 1996. Sources and sinks: empirical evidence and population consequences. P. 45- 68 In: Rhodes, O.E., Chesser, R.K. and Smith, M.H. (eds.), *Population Dynamics in Ecological Space and Time*, University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Ricketts, T. H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist* 158:87-99
- Robichaud I, M. A. Villard MA and C. S. Machtans. 2002. Effects of forest regeneration on songbird movements in a managed forest landscape of Alberta, Canada. *Landscape Ecology* 17: 247-262 2002.
- Ruiz, G., Rosenmann, M., Novoa, M.M., Sabat, P., 2002. Hematological parameters and stress index in Rufous-collared Sparrows dwelling in urban environments. *Condor* 104, 162-166.
- Schoener, T.W. (1976) The species-area relation within archipelagos: models and evidence from island land birds. *Proceedings of the 16th International Ornithological Congress*, Canberra, Australia.
- Silva, J.M.C., Uhl, C., Murray, G., 1996. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned amazonian pastures. *Conservation Biology* 10, 491-503.
- Simberloff, D.S., Cox, J., 1987. Consequences and costs of conservation corridors. *Conserv. Biol.* 1, 63-71.
- Simberloff D., Farr J.A., Cox, J. and Mehlman, D.W. 1992. Movement corridors . conservation bargains or poor investments. *Conservation Biology* 6: 493-504.
- Simberloff, D., 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single species management passe' in the landscape era? *Biol. Conserv.* 83, 247-257.
- Sork, V.L., Nason, J., Campbell, D.R., Fernandez, J.F., 1999. Landscape approaches to historical and contemporary gene flow in plants. *Trends Ecol. Evol.* 14, 219-224.
- Steffan-Dewenter I. & Tschardt T. 2000. Butterfly community structure in fragmented habitats. *Ecology Letters* 3: 449-456.
- Stevens, V.M., Polus, E., Wesselingh, R.A., Schtickzelle, N., Baguette, M. 2004 Quantifying functional connectivity: experimental evidence for patch-specific resistance in the natterjack toad (*Bufo calamita*). *Landscape Ecology* 19:829-842.
- Stouffer, P.C., Bierregaard, R.O., 1995. Use of Amazon forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76, 2429-2445.

- Swihart, R. K., Atwood, T. C., Goheen, J. R., Scheiman, D. M., Munroe, K. E. & Gehring, T. M. 2003. Predicting patch occupancy of North American mammals: Is patchiness in the eye of the beholder? *Journal of Biogeography*: 30:1259-1279.
- Swihart, R. K., J. J. Lusk, J. E. Duchamp, C. E. Rizkalla and J. E. Moore. 2006. The roles of landscape context, niche breadth, and range boundaries in predicting species responses to habitat alteration *Diversity and Distributions* 12: 277-287.
- Taylor P.D., Fahrig L., Henein K. and Merriam G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-572.
- Taylor, P.D. & G. Merriam. 1995. Wing morphology of a forest damselfly is related to landscape structure. *Oikos* 73:43-48.
- Taylor, P. D., Fahrig, L. & With, K. A. 2006. Landscape connectivity: a return to the basics. Pages 29-43 in R. K. Crooks, and M. Sanjayan, editors. *Connectivity conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Terborgh, J., 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24, 283-292.
- Terborgh, J., Lopez, L., Nun˜ez, V.P., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., Riveros, M., Ascanio, R., Adler, G., Lambert, T., Balbas, L., 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294, 1923-1926.
- Thomas, C. D., 1994. Extinction, colonization, and metapopulations: Environmental tracking by rare species. *Conservation Biology*, 8: 373-378.
- Tilman, D. & Kareiva, P. *Spatial Ecology* (Princeton University Press, Princeton, 1997).
- Tischendorf, L. & Fahrig, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7-19.
- Tubelis, D.P., Cowling, A., Donnelly, C., 2004. Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. *Biological Conservation* 118, 353-364.
- Turner, M. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 20:171-197.
- Turner, M.G., Gardner, R.H. and O'Neill, R.V. 2001. *Landscape ecology in theory and practice*. Springer-Verlag, New York.
- Valladares, G., Salvo, A., Cagnolo, L. 2006. Habitat fragmentation effects on trophic processes of insect-plant food webs. *Conservation Biology*. 20(1):212-7.
- Villard, M.-A., 2002. Habitat fragmentation: major conservation issue or intellectual attractor? *Ecol. Appl.* 12, 319-320.
- Wahlberg, N., Moilanen, A. & Hanski, I. Predicting the occurrence of endangered species in fragmented landscapes. *Science* 273, 1536-1538 (1996).
- Wiegand, T., E. Revilla, and K. A. Moloney. 2005. Effects of habitat loss and fragmentation on population dynamics. *Conservation Biology* 19:108-121.
- Wiens, J. A., N. C. Stenseth, B. Van Horne, and R. A. Ims. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66: 369-380.

- Wiens, J.A., 1997. Metapopulation dynamics and landscape ecology. In: Hanski, I.A., Gilpin, M.E. (Eds.), *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics and Evolution*. Academic Press, San Diego, USA, pp. 43–67.
- Wiens J.A. (2000) Ecological heterogeneity: an ontogeny of concepts and approaches. In: *The Ecological Consequences of Environmental Heterogeneity* (Eds M.J. Hutchings, E.A. John & A.J.A. Stewart), pp. 9–31. Blackwell Science, Oxford.
- Wigley, T. B., and T. H. Roberts. 1997. "Landscape-level effects of forest management on faunal diversity in bottomland hardwoods. *Forest Ecology and Management* 90, 141-154.
- Wilcox, B.A. and Murphy, D.D., 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *Am. Nat.*, 125: 87% 887.
- Wirth, R., Meyer, S.T., Almeida, W.R., Araujo, M., Barbosa, V., Leal, I.R., 2007. Increasing densities of leaf-cutting ants with proximity to the edge in a Brazilian Atlantic forest. *J. Trop. Ecol.* 23, 501–505.
- With, K. A., and A. W. King. 1999. Extinction thresholds for species in fractal landscapes. *Conservation Biology* 13: 314-326.
- With, K. A. 2002. Using percolation theory to assess landscape connectivity and effects of habitat fragmentation. Pp. 105-130 in *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation* (K. J. Gutzwiller, Editor). Springer-Verlag, New York.
- With K.A. 2004. Metapopulation dynamics: perspectives from landscape ecology. In: Hanski I. and Gaggiotti O. (eds), *Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations*. Elsevier, San Diego, California, USA, pp. 23–44.
- Withey, J. C., and J. M. Marzluff. 2005. Dispersal by juvenile American crows (*Corvus brachyrhynchus*) influences population dynamics across a gradient of urbanization. *The Auk* 122:205-221.
- Wright, S.J., Duber, H.C., 2001. Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the palm *Attalea butyraceae*, with implications for tropical tree diversity. *Biotropica* 33, 583–595.
- Wittern, A. K., and Å. Berggren. 2007. Natal dispersal in the North Island robin (*Petroica longipes*): the importance of connectivity in fragmented habitats. *Avian Conservation and Ecology - Écologie et conservation des oiseaux* 2(2): 2. [online] URL: <http://www.ace-eco.org/vol2/iss2/art2/>
- Zabel J. & Tschardt T. 1998. Does fragmentation of *Urtica* habitats affect phytophagous and predatory insects differentially? *Oecologia* 116: 419–425.
- Zimmerman, B.L., Bierregaard, R.O., 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species–area relations to conservation with a case from Amazonia. *J. Biogeogr.* 13, 133–143.

**THE END**